

Tab. 1: Meteorologische Zeitreihen

Station	Quelle	Zeitraum	N	T	F	W	S
Lange Bramke, Kamm	NW-FVA	1.1.1986 – 31.12.2004*	X	X	X	X	X
Lange Bramke, Nordhang	NW-FVA	1.1.1977 – 31.12.2004*	X	X	X	X	X
Lange Bramke, Südhang	NW-FVA	1.1.1977 – 31.12.2004*	X	X	X	X	X
Clausthal-Zellerfeld	DWD	1.1.1947 – 31.12.2004	X	X	X	X	X
Hahnenklee	DWD	1.1.1947 – 31.7.2001*	X	X	X	X	X
Schulenburg	DWD	1.6.1969 – 31.3.1997*	X	X	X	X	X
Erbprinzentanne	DWD	1.1.1947 – 31.12.2004*	X	-	-	-	-
Diverse Totalisatoren	HWW	verschiedene Zeiträume	X	-	-	-	-

* = Lücken, bzw. Station aufgelöst

NW-FVA = Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt; DWD = Deutscher Wetterdienst;

HWW = Harzwasserwerke

Erläuterung:

N = Niederschlag (mm) F = Relative Feuchte (%) S = Globalstrahlung (W/m²)

T = Temperatur (°C) W = Windgeschwindigkeit (m/s)

Tab. 2: Kalibrierparameter des Modells WaSiM-ETH

Parameter	Einh.	Bedeutung	untere Grenze	obere Grenze	Kalibrierung
TR/S	[°C]	Übergangstemperatur Regen/Schnee	-1.0	1.0	0.0
TGF	[mm/°C/d]	Tag-Grad-Faktor	1.0	6.0	2.84
T _{0/m}	[°C]	Grenztemperatur Schneeschmelze	-1.0	0.0	0.0
T _{trans}	[K]	Übergangsbereich Regen/Schnee	0.0	3.0	3.0
r _{sc}	[s/m]	Oberflächenwiderstand Vegetation	1	200	50-70
h _{SI}	[mm]	Maximale Füllhöhe Interzeptionsspeicher	0.0	3.0	1.0
K _{rec}	[-]	Abnahmekonstante der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit	0	1	0.1-1.0
dr	[-]	Skalierung Interflow	0.0	100.0	59.3

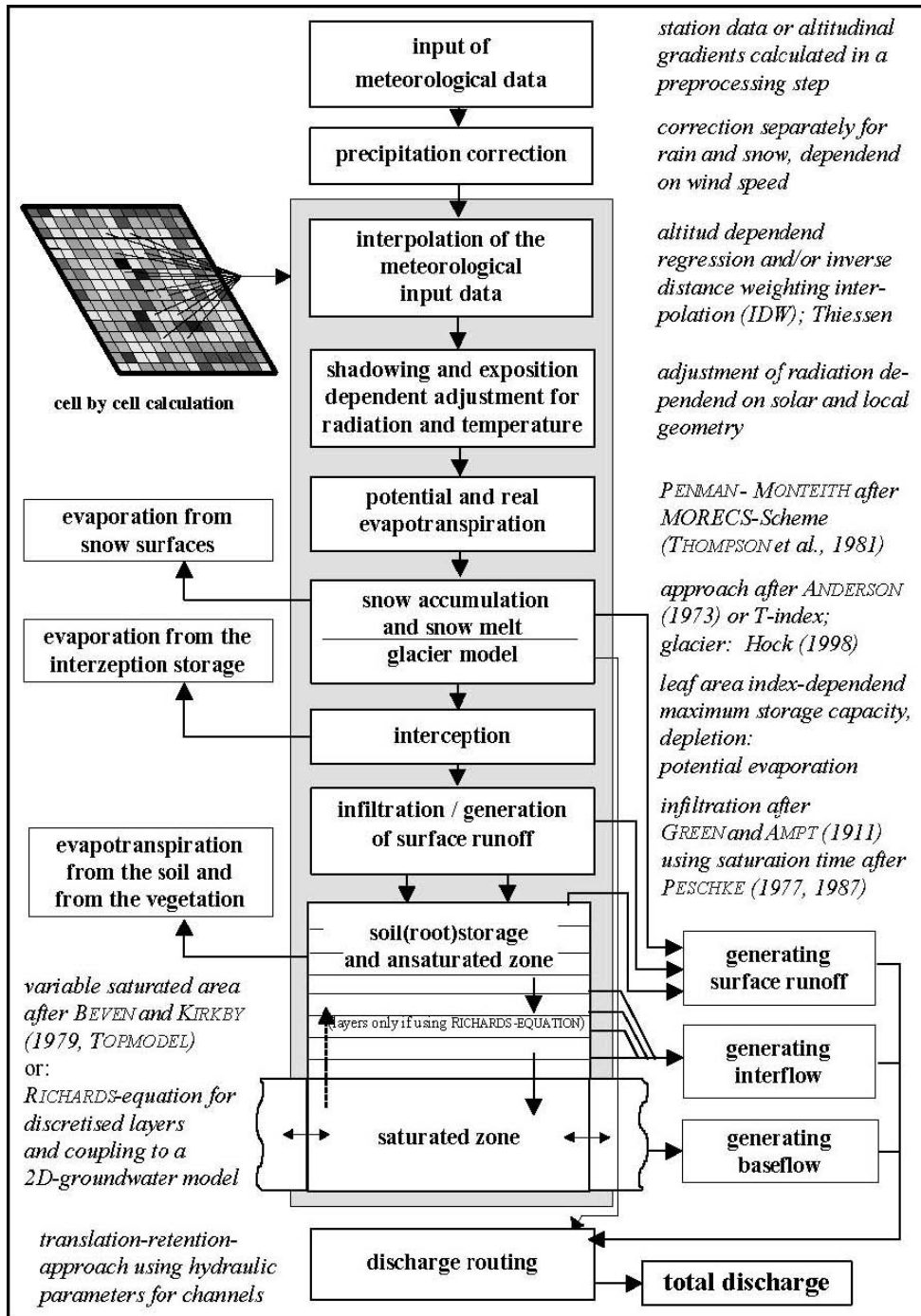


Abb. 1: Modellschema WaSiM-ETH (Schulla, 1997)

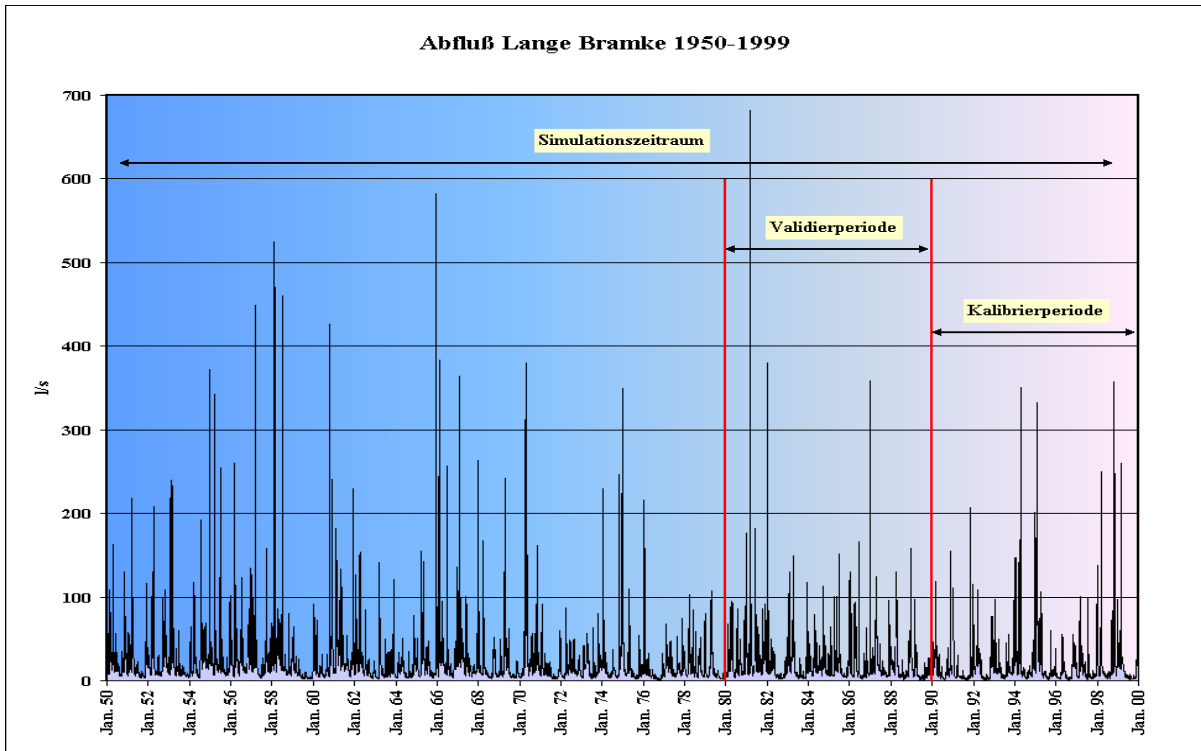


Abb. 2: Abflussganglinie am Pegel „Lange Bramke“, 1950 - 2000

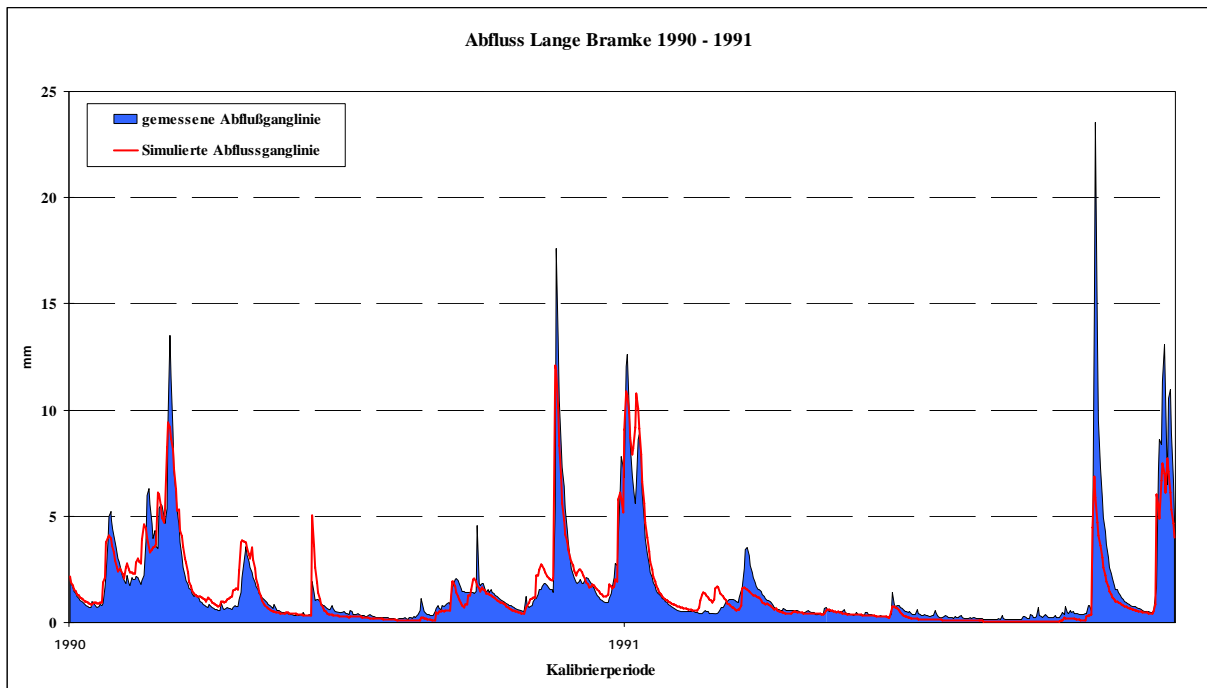


Abb. 3-1: Gemessene und simulierte Abflussganglinie am Pegel „Lange Bramke“

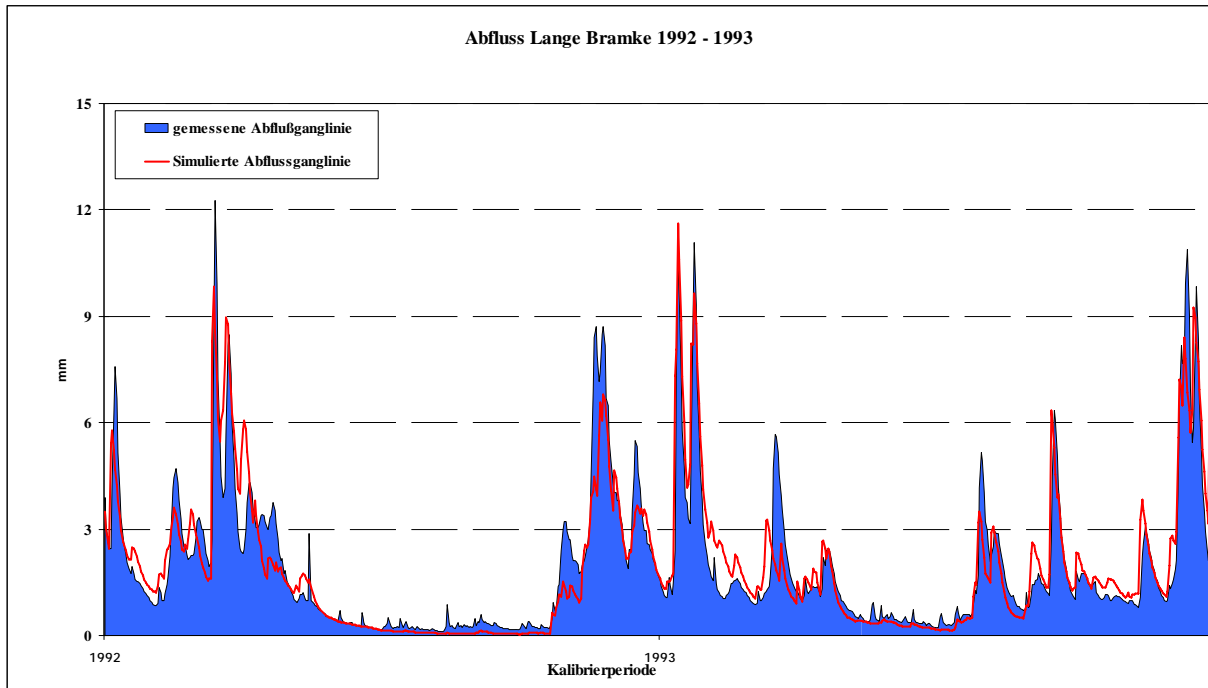


Abb. 3-2: Gemessene und simulierte Abflussganglinie am Pegel „Lange Bramke“

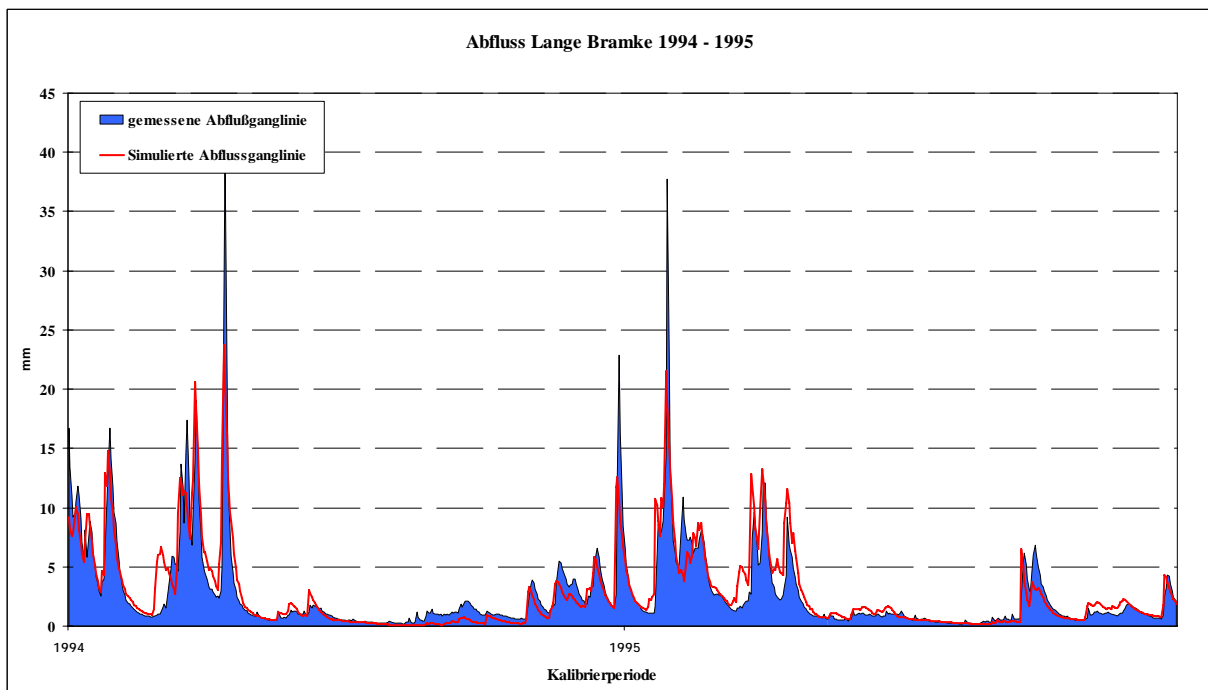


Abb. 3-3: Gemessene und simulierte Abflussganglinie am Pegel „Lange Bramke“

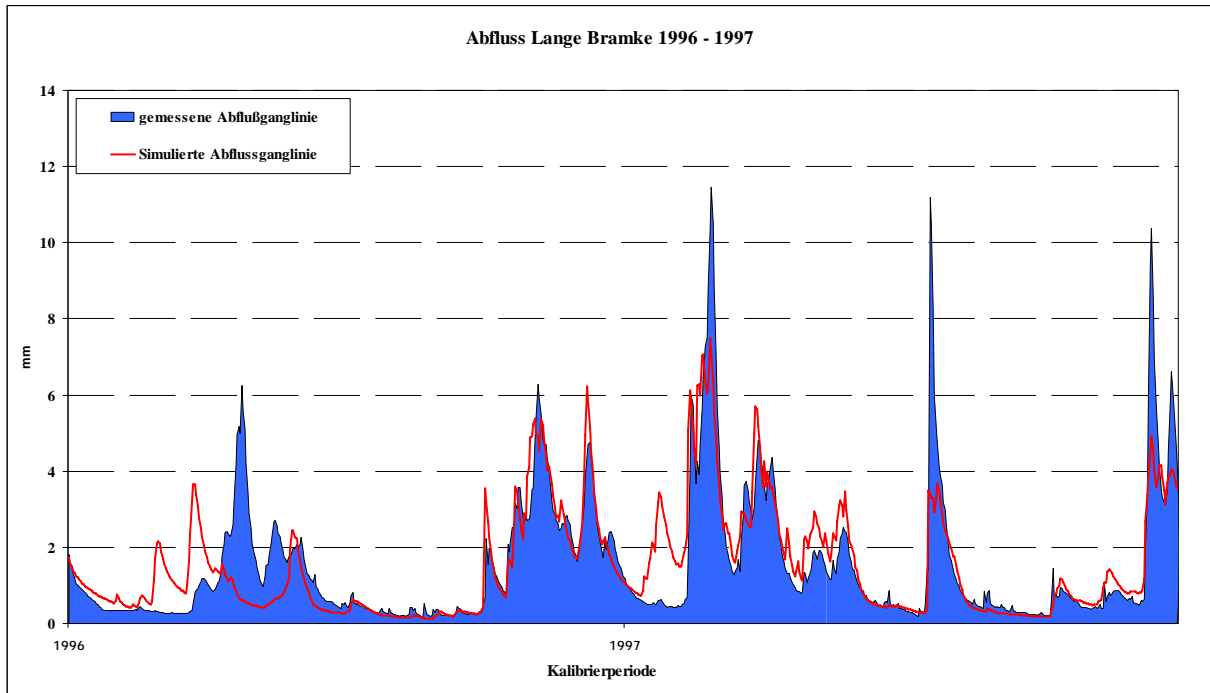


Abb. 3-4: Gemessene und simulierte Abflussganglinie am Pegel „Lange Bramke“

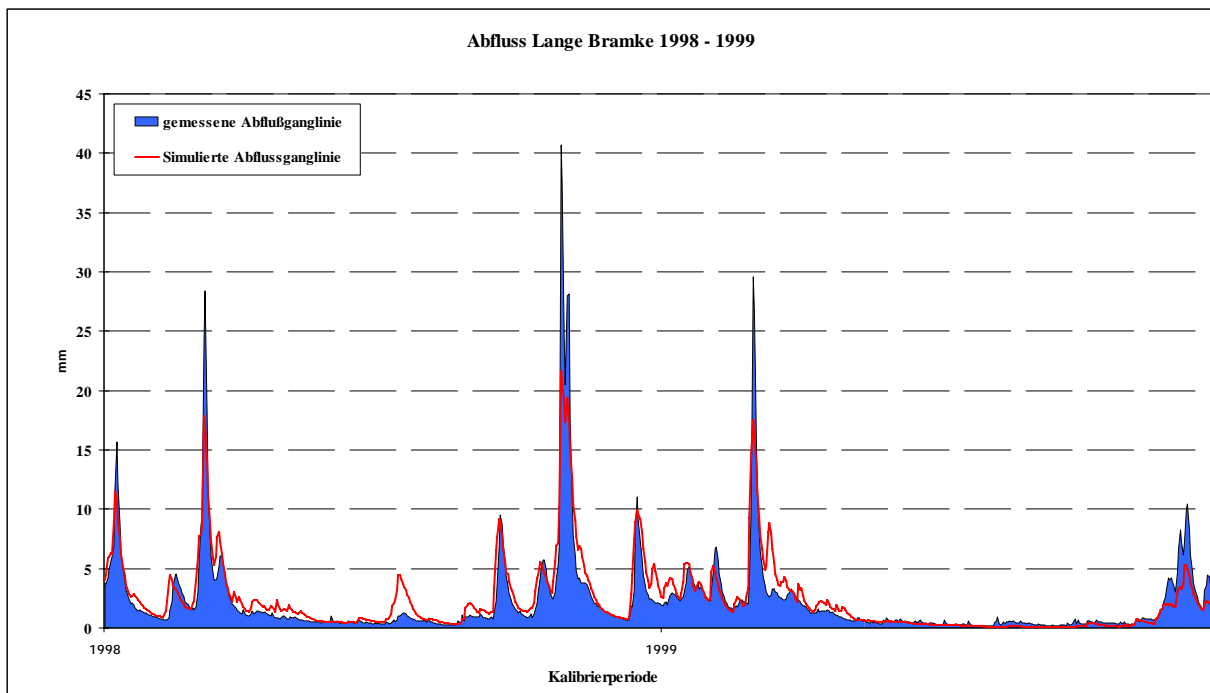


Abb. 3-5: Gemessene und simulierte Abflussganglinie am Pegel „Lange Bramke“

Dynamisches Modellkonzept zur Bewertung der Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf die Gewässerqualität

1 Einleitung und Veranlassung

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) gibt einen neuen Rahmen für das wasserwirtschaftliche Handeln vor (Meesenburg 2005). Hierbei werden wichtige Umweltziele wie der „gute Zustand“ der Gewässer gemeinsam mit einem detaillierten Zeitplan zur Erreichung dieser Ziele verbindlich vorgeschrieben. Für die Bewertung der Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf die Gewässerqualität ist die Abschätzung stoffhaushaltlicher Größen unverzichtbar. Hierzu ist ein flächendifferenziertes, dynamisches und GIS-basiertes Modellierungssystem zum Stoffhaushalt aufgebaut worden. Dieses Stoffhaushaltsmodell ist grundsätzlich auf beliebige Standorte anwendbar (Übertragbarkeit) und für die Prognose zukünftiger Entwicklungen des Stoffhaushaltes – unter der Berücksichtigung verschiedener Waldentwicklungsszenarien – geeignet (Prognosefähigkeit).

In dem Modellansatz werden ausschließlich flächenhafte Stoffeinträge berücksichtigt. Wenn die Gewässerversauerung und die Nitratbelastung des Grundwasser im Focus der Untersuchungen stehen, dann sind besonders die diffusen Einträge zur nachhaltigen Reduzierung der Belastungssituation des Grundwassers von großer Bedeutung (Zweig et al. 2006). Hohe Nitratkonzentrationen in der Grundwasserneubildung werden häufig nicht mit forstlichen Maßnahmen, sondern mit den hohen Stickstoffeinträgen aus der landwirtschaftlichen Produktion in Verbindung gebracht. Der Anteil der letztgenannten Landnutzung ist in vielen Wassereinzugsgebieten und auch in denen der Oker (60,5 %) beträchtlich. Somit besteht eine erhöhte Gefahr für das Grundwasser in Einzugsgebieten mit starker landwirtschaftlicher Prägung, die häufig nicht nur potentiell ist, sondern in einer aktuellen Kontaminationssituation schon anzutreffen ist (Strebel et al. 1993).

Daher wurden in den vergangenen Jahren viele Maßnahmen durchgeführt (Optimierung der Düngung usw.), um die Nitratauswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Flächen zu verringern. Auch wenn sich gewisse Erfolge eingestellt haben, zeigen neuere Untersuchungen für Sandböden, dass selbst ein absoluter Verzicht auf N-Düngung, der mit starken Ernteeinbußen verbunden ist, mittelfristig (mind. 10 – 15 Jahre) nicht zu nennenswerten Nitratlentlastungen im Sickerwasser führt (Köhler et al. 2006). Somit kommt den forstwirtschaftlichen Flächen in Wassereinzugsgebieten eine besondere Bedeutung zu, damit das neu gebildete Grundwasser im Gebietsmittel den Nitratgrenzwert nicht übersteigt (Köhler et al. 2006). Doch gerade die Wälder sind in den letzten Jahrzehnten hohen atmosphärischen Stoffeinträgen ausgesetzt (Gauger et al. 2002). Anhaltend hohe Stoffeinträge bedeuten ein erhöhtes Risiko der Stickstoffsättigung (Aber 2002) und Bodenversauerung (Alewell et al. 2001) und damit eine potentielle Belastung des Sickerwassers mit Nitrat und Aluminium. Da es sich in Hinblick auf die Nitratbelastung hierbei überwiegend noch um eine potentielle Belastung handelt, lässt sich damit begründen, dass die meisten Waldböden in Deutschland eine Senke für Stickstoff darstellen (Borken 2005). Waldbestände deren Potenzial für die N-Speicherung erschöpft ist, stellen ein großes Risiko für die Qualität des neu gebildeten Grundwassers dar (Horváth 2006, Mellert et al. 2005).

In Bezug auf die EG-WRRL ermöglicht das SILVAQUA Stoffhaushaltsmodul:

- die Lokalisierung und Einschätzung der Belastungssituationen durch Stickstoff- und Säureeinträge (EG-WRRL, Anhang II, 1.4)

- die Abschätzung der mittleren Nitratkonzentration im Sickerwasseraustrag für forstwirtschaftlich genutzte Flächen und damit indirekt die Ausweisung von Einzugsgebieten mit erhöhtem Grundwassergefährdungspotenzial (vgl. EG-WRRL, Anhang II, 2.1)
- Abschätzung der Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf die Grundwasserqualität und damit auch indirekt die Auswirkungen anthropogener Landnutzungsänderungen auf die Grundwasserneubildungsqualität (vgl. EG-WRRL, Anhang II, 2.2g)
- Bewertung von forstlichen Maßnahmen (Baumartenwahl, Bestandesstruktur, Kalkung, Kahlschlag, Vollbaumnutzung usw.) in Hinblick auf die Gewässerqualität

2 Modellkonzept

Das übergeordnete Modellkonzept besteht aus der Kopplung dynamischer und semidynamischer Bilanzmodelle, um hinreichend genaue Prognosen der Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf die Gewässerqualität durchführen zu können. Entscheidende Bilanzgrößen für das Waldökosystem sind atmosphärischer Eintrag, die Mineralverwitterung aus dem Boden, Nährstoffexport mit dem Biomasseentzug, der Austrag mit dem Sickerwasser und Stoffzufuhr durch Kalkungen (vgl. Abb. 1). Hierbei werden die Bilanzgrößen durch dynamische Modelle erzeugt (z. B. BWINPro; MakeDep, VSD), so dass eine Extrapolation in Raum (GIS) und Zeit (dynamische Modellierung) erfolgen kann.

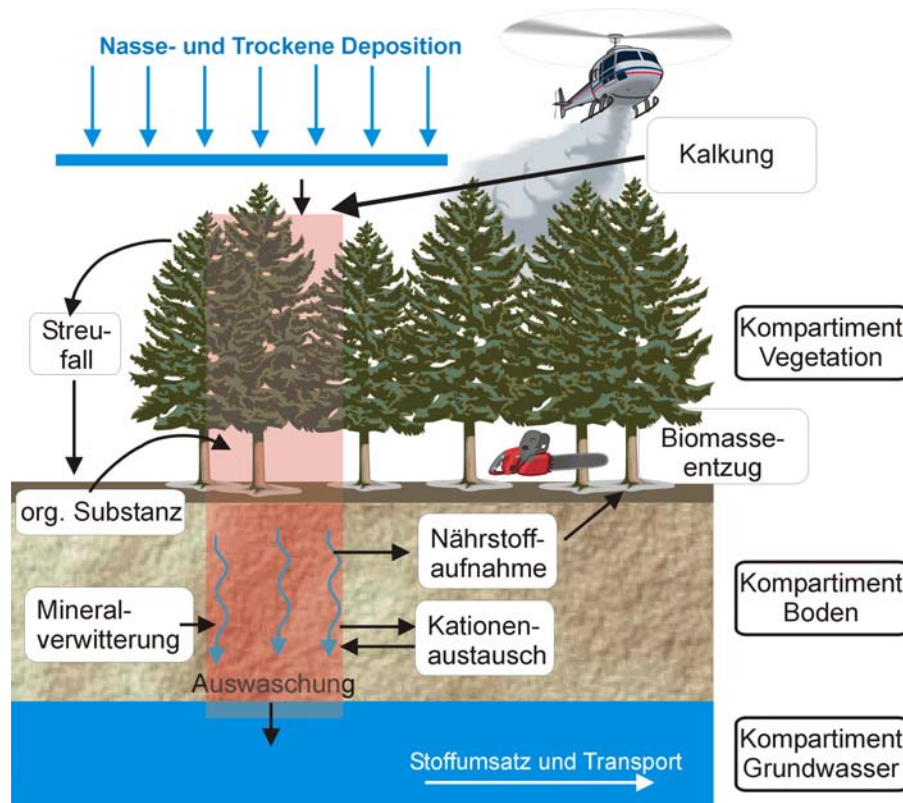


Abb. 1: Schematische Darstellung der im Stoffhaushaltsmodell berücksichtigten Bilanzgrößen

Für die Forstwirtschaft, die Wasserversorger und die politischen Entscheidungsträger ist besonders die zeitliche Dynamik von entscheidender Bedeutung, um die Auswirkungen möglicher Maßnahmen abschätzen zu können. Bei der Auswahl der für das Gesamtsystem einbezogenen Modelle und Methoden wurden die folgenden Kriterien zu Grunde gelegt.

- Modelle und Methoden müssen mit flächenhaft verfügbaren und routinemäßig vorhandenen Eingangsdaten auskommen und einen geringen Bedarf an Eingangsdaten haben.
- Die weiteren Eingangsdaten sollen für routinemäßige Modellanwendungen flächenhaft leicht über Transferfunktion und –modelle ableitbar sein.
- Sie müssen hinreichend genaue Aussagen auf die jeweiligen stoffhaushaltlichen Zielgrößen ermöglichen.
- Die Anwendung der ausgewählten Modelle und Methoden sollte möglichst bereits in anderen Planungs- und Entscheidungsverfahren hinreichend erprobt sein.

Diese Vorgaben erfordern es, sich stark an den Methoden und Modellen der Critical Loads-Ansätze (Nagel & Gregor 1999, Spranger et al. 2004) zu orientieren, da diese über flächendeckend anwendbare Methoden und regionalisierte Kenngrößen verfügen (Gauger et al. 2002). Aus diesen Vorgaben ergibt sich das in der Abb. 2 dargestellte übergeordnete Modellkonzept. Nähere Informationen zu den einzelnen Modellen und Abkürzungen sind den jeweiligen Teilkapiteln zu entnehmen.

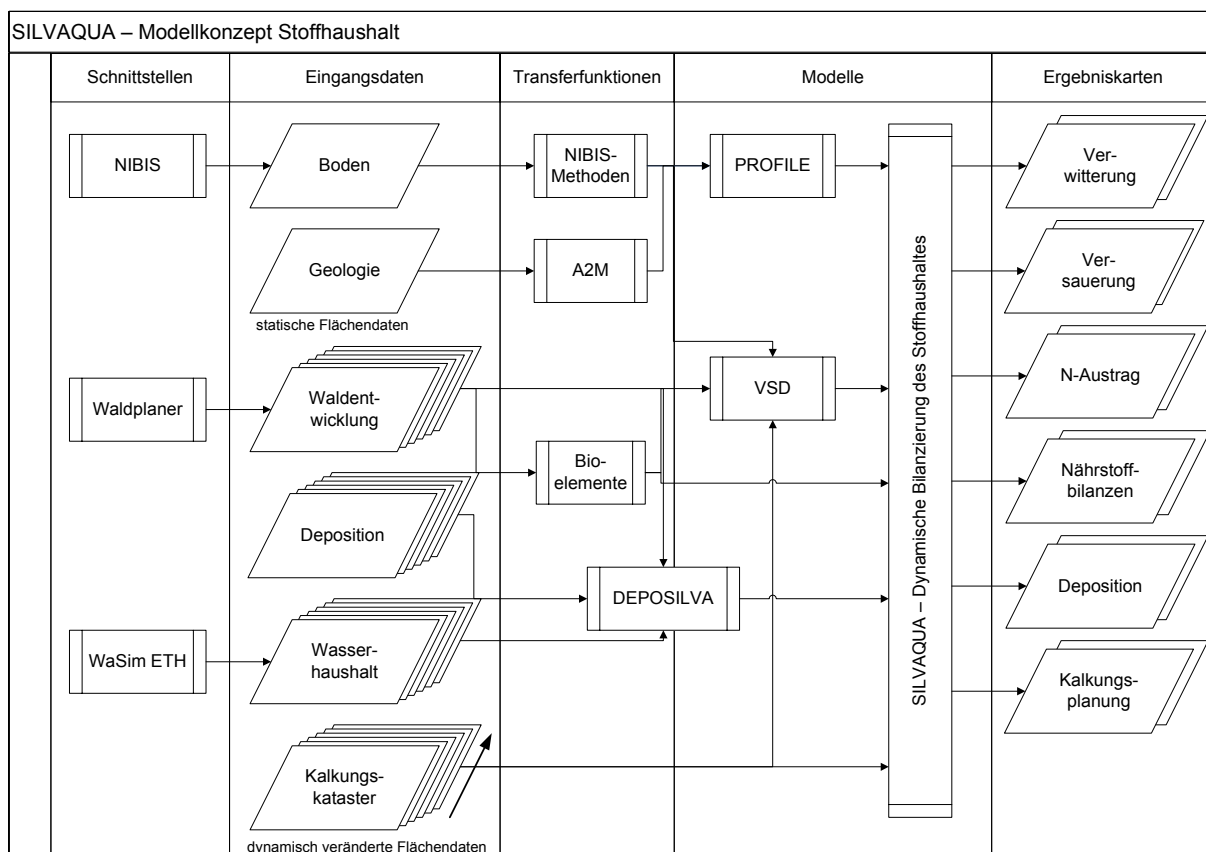


Abb. 2: Modellkonzeption des Moduls „Stoffhaushalt“

3 Modellansatz zur Ermittlung der atmosphärischen Stoffdeposition (DepoSilva)

Bei der Modellierung des Stoffhaushaltes sind die Stoffeinträge durch die atmosphärische Deposition von zentraler Bedeutung. Der Stoffeintrag in Ökosysteme mit der Feuchtd deposition gibt im Wesentlichen nur den von der Landnutzung unabhängigen Anteil der Gesamtd eposition wider. Demgegenüber ist der zusätzliche Eintrag von Gasen und Partikeln mit der Trockend eposition von der Landnutzung abhängig. Besonders bei Waldökosystemen ist die Trockend eposition für einen erheblichen Teil des Nähr- und Schadstoffeintrags verantwortlich. Dieser Eintrag ist jedoch nur unter hohem Aufwand direkt messbar und muss daher flächenhaft modelliert werden. Hierfür kommen grundsätzlich zwei unterschiedliche Methoden in Betracht, die Kronenraumbilanzmodelle oder die Widerstandsmodelle. Die Kronenraumbilanzmodelle lassen streng genommen keine Extrapolation und auch keine Prognosen zu und sind somit nur lokal einsetzbar (Gehrmann et al. 2001). Kronenraumbilanzmodelle beruhen auf für jeden betrachteten Bestand (Waldökosystemzelle) gemessenen Freiland- und Bestandesniederschlägen und sind nur begrenzt regionalisierbar. Demgegenüber betrachten Widerstandsmodelle die Depositionsprozesse einzelner Stoffe und eignen sich für die Extrapolation und die Prognose der Depositionsverhältnisse unter anderen Rahmenbedingungen (Immission, Baumarten, Baumhöhen, Windgeschwindigkeiten usw.). Darüber hinaus werden generell Widerstandsmodelle gegenüber Kronenraumbilanzmodellen für die Ableitung von Depositionsraten für Stickstoffverbindungen als überlegen angesehen (Gehrmann et al. 2001).

Die Ermittlung der atmogenen Stoffeinträge mit DepoSilva erfolgt auf Grundlage der von Gauger et al. (2002) berechneten Datensätze. Diese Daten liegen in einer räumlichen Auflösung von 1x1 km² vor (Abb. 4). Um eine Modellierung der Stoffeinträge auf Basis von forstlichen Bewirtschaftungseinheiten zu ermöglichen, wurden die Datensätze disaggregiert (vgl. Abb. 3). Dieses ist erforderlich, um bei späteren Szenarienberechnungen die Auswirkungen forstlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die atmogenen Stoffeinträge abzuschätzen.

3.1 Landnutzungsspezifische Ermittlung der Trockendeposition

Der Datensatz von (Gauger et al. 2002) enthält für jedes 1x1 km² Raster die berechnete Trockendeposition der folgenden 6 Landnutzungstypen:

- Siedlungen (1)
- Landwirtschaftliche Flächen (2)
- Laubwälder (3)
- Nadelwälder (4)
- Mischwälder (5)
- Wasserflächen (6)

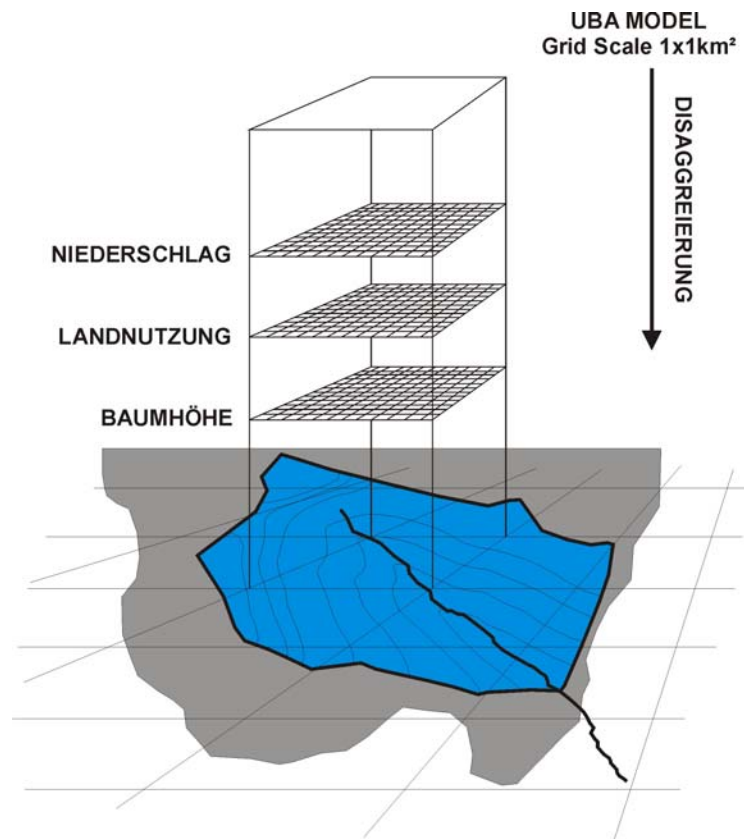


Abb. 3: Konzeption der Disaggregation der Deposition (verändert nach Hostetler 1994)

Da die Trockendeposition für diese 6 unterschiedlichen Landnutzungen innerhalb eines $1 \times 1 \text{ km}^2$ Rasters vorliegt, kann mit Hilfe von großmaßstäblichen Landnutzungskarten die Datenübertragung von der Rasterfläche auf die kleineren Landnutzungseinheiten erfolgen. Für die Kopplung dieser Landnutzungsklassen mit Waldwachstumsmodellen ist es notwendig, die jeweiligen Bestandestypen den hier dargestellten Landnutzungsklassen zuzuordnen. Dieses erfolgte mit Hilfe der Tab. 1.

Tabelle 1: Zuordnung der Bestandestypen (Landesforstverwaltung 2004) aus zu Landnutzungstypen.

Ziffer	Bestandestyp	Landnutzungstyp
0	Blöße	2
10	TEi rein	3
11	SEi rein	3
12	TEi/Bu mit sonst. Laubbäumen	3
13	SEi mit Edellaubbäumen	3
14	SEi/Bu mit sonst. Laubbäumen	3
16	Ei mit Nadelbäumen	5
17	Ei mit sonst. Laub- u./o. Nadelbäumen	3
18	REi rein u. gemischt	3
19	sonst. Bestände der Baumartengruppe Eiche	3
20	Bu rein	3
21	Bu mit Ei	3
22	Bu mit BAh	3
23	Bu mit Edellaubbäumen	3
25	Bu mit Fi	5
26	Bu mit Dgl	5
27	Bu mit Ta	5
28	Bu mit Lä	3
29	Bu (HBu) mit sonst. Baumarten	3

Fortsetzung Tab. 1

Ziffer	Bestandestyp	Landnutzungstyp
30	BAh rein	3
31	Es rein	3
32	Es gemischt	3
33	Es mit Rerl	3
34	BAh gemischt	3
35	Li rein u. gemischt	3
36	Kir rein u. gemischt	3
39	Sonst. Bestände der Baumartengruppe ALh	3
40	Erl rein u. gemischt	3
42	Pa/As rein u. gemischt	3
43	RErl mit Es	3
44	Bi rein u. gemischt	3
49	Sonst. Bestände der Baumartengruppe ALn	3
50	Fi rein	4
51	Hochlagenfichte	4
52	Fi mit Bu	5
53	Fi mit ALn	5
54	Fi mit sonst. Laubbäumen	5
55	WTa rein u. gemischt	4
56	Sonst. Ta rein u gemischt	4
57	Fi mit sonst. Nadelbäumen	4
58	Fi mit Laub- und Nadelbäumen	4
59	Sonst. Bestände der Baumartengruppe Fichte	4
60	Dgl rein	4
62	Dgl mit Bu	5
64	Dgl mit sonst. Laubbäumen	5
65	Dgl mit Fi	4
66	Dgl mit Ta	4
67	Dgl mit Ki	4
68	Dgl mit Laub- u./o. Nadelbäumen	4
70	Ki rein	4
71	Ki mit Ei u. sonst. Baumarten	5
72	Ki mit Bu u. sonst. Baumarten	5
74	Ki mit sonst. Laub- u./o. Nadelbäumen	5
75	Ki mit Fi	4
76	Ki mit Dgl	4
77	SKi rein u. gemischt	4
78	Stro rein u. gemischt	4
79	Sonst. Bestände der Baumartengruppe Kiefer	4
81	ELä rein	4
82	JLä rein	4
83	JLä mit Bu u. sonst. Laubbäumen	5
84	JLä mit sonst. Laub- u./o. Nadelbäumen	4
85	ELä mit Bu u. sonst. Laubbäumen	5
86	ELä mit sonst. Laub- u./o. Nadelbäumen	4
89	Sonst. Bestände der Baumartengruppe Lärche	4

Anmerkungen:

Ziffer: Numerischer Schlüssel der Bestandestypen in der niedersächsischen Forsteinrichtung

Landnutzungstypen: 2 = Landwirtschaftliche Flächen, 3 = Laubwälder, 4 = Nadelwälder, 5 = Mischwälder

Lärche: Gauger et al. 1997 zählen bei Ihrer ausführlichen Datendokumentation die Lärche mit zu den Messungen im Nadelwald.

3.2 Berücksichtigung von topographischen Effekten bei der Feuchtd deposition

Die Berechnung der Elementfracht mit der Feuchtd deposition erfolgt bei Gauger et al. (2002) durch die Multiplikation der interpolierten Stoffkonzentrationen mit der Niederschlagsmenge (DWD Auflösung 1x1 km²). Bei den Modellanwendungen im Rahmen dieses Projektes besteht die Möglichkeit, die interpolierten Stoffkonzentrationen im Niederschlag mit den regionalisierten Niederschlägen des Wasserhaushaltsmodells WaSiM-ETH zu berechnen. Auf diesem Wege können durch die Topographie verursachte Unterschiede der Stoffeinträge über die Niederschlagsverteilung berücksichtigt werden. Die Karten der interpolierten Stoffkonzentrationen im Niederschlag für die Jahre 1990 bis 2002 wurden dankenswerter Weise vom Institut für Agrarökologie der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig für das Einzugsgebiet der Oker zur Verfügung gestellt.

3.3 Korrekturfunktionen für die Trockendeposition in Abhängigkeit von der Baumhöhe

Die Berechnung der Trockendeposition erfolgt bei Gauger et al. (2002) mit dem Modell IDEM (Integrated DEposition Model). Die für die Parametrisierung notwendige Rauigkeitslänge wird unter Berücksichtigung der Baumhöhe geschätzt. Hierbei wurde die durchschnittliche Baumhöhe (getrennt nach Nadel-, Laub- und Mischwald) des jeweiligen Bundeslandes verwendet (vgl. Tab. 5). Folglich ergeben sich an den Grenzen der Bundesländer „Datensprünge“ der modellierten Trockendeposition, die nur aus den verwendeten Baumhöhen resultieren können (Ausnahme: Gittersprünge anderer Eingangdaten – siehe „Ausreißer“ Abb. 13). Da Niedersachsen an 7 weitere Flächenbundesländer grenzt, ergibt sich hieraus die Möglichkeit, den Einfluss der Baumhöhe auf die Trockendeposition mit Hilfe einer Regressionsanalyse zu quantifizieren.

Tabelle 2: Durchschnittliche Baumhöhe [m] der jeweiligen Waldtypen und Bundesländer (Daten aus (Gauger et al. 2002))

Bundesland	Laubwald	Nadelwald	Mischwald
Niedersachsen	17,7	14,8	15,9
Brandenburg	19,3	14,6	15,3
Mecklenburg-Vorpommern	21,0	16,8	18,4
Sachsen-Anhalt	19,6	15,2	16,6
Thüringen	21,1	16,4	17,9
Schleswig-Holstein	19,3	16,4	18,0
Hessen	21,8	19,8	20,8
Nordrhein-Westfalen	18,7	17,4	18,1

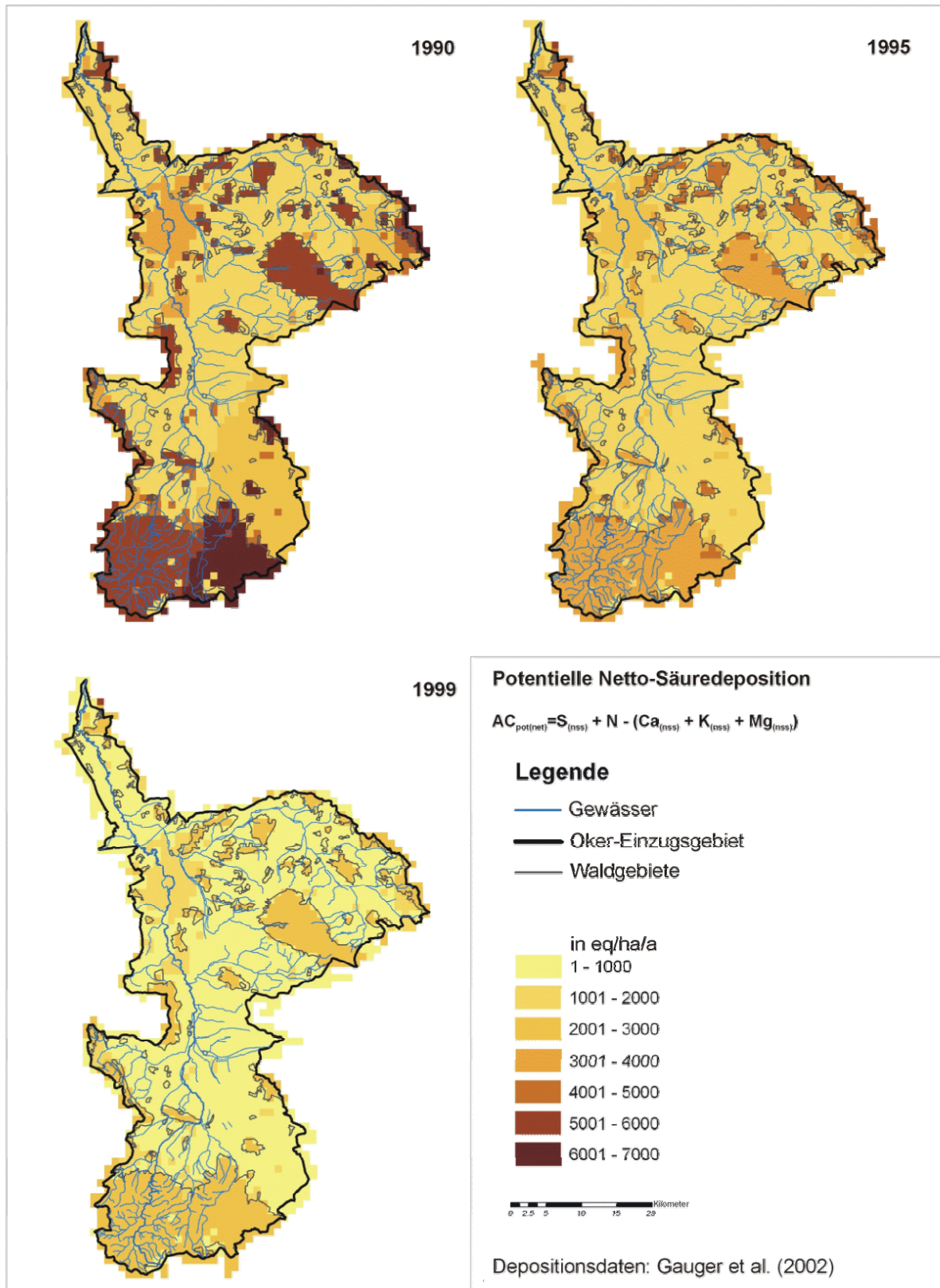


Abb. 4: Räumliche Verteilung der potenziellen Netto-Säuredeposition im Einzugsgebiet der Oker für die Jahre 1990, 1995 und 1999 im 1*1 km Raster. Datengrundlage: Gauger et al. (2002).

In Abb. 5 sind der Ablauf der Datenaufbereitung und die weitere Durchführung der Regressionsanalyse schematisch dargestellt. Für die Auswertung wurden 210 Karten der Trockendeposition (Gauger et al. 2002) in eine Datenbank importiert. Hierbei handelt es sich um die Eintragsraten für die Elemente Ca, K, Mg, Na, NH_x, NO_y, SO_x, bei den Landnutzungen Nadel-, Laub- und Mischwald für den Zeitraum 1990-1999.

Die Depositionen von angrenzenden Rasterzellen in unterschiedlichen Bundesländern können dann in einer linearen Regressionsanalyse zueinander in Beziehung gesetzt werden (vgl. Abb. 5). Aus den unterschiedlichen Baumhöhen in den jeweiligen Bundesländern ergeben sich Differenzen in der Trockendeposition, die über die Steigung der Regressionsgleichung beschrieben werden können. Setzt man nun die Steigungen der Regressionsgleichungen aller 7 angrenzender Bundesländer (für jeweils ein Element, eine Waldklasse und Jahr) zur Baumhöhe in Beziehung, dann erhält man den in der Abb. 5 dargestellten linearen Zusammenhang. Hieraus ergibt sich die Steigung [m] und der Achsenabschnitt [b] für die Normalform der Geradengleichung (Gl. 1) für alle Elemente und Waldtypen auf Jahresbasis.

$$f(x) = m \cdot x + b \quad \text{Gl. 1}$$

Mit Hilfe dieser Funktion kann die Korrektur der Trockendeposition in Abhängigkeit von der Baumhöhe erfolgen.

$$TDX^{BK} = (m \cdot H + b) \cdot TDX \quad \text{Gl. 2}$$

wobei: X = Cl, SO_x, Ca, K, Mg, NO_y, NH_x, Na

H: Bestandeshöhe [m]

m: Geradensteigung in Abhängigkeit vom Jahr und Landnutzung

b: Achsenabschnitt in Abhängigkeit vom Jahr und Landnutzung

TDX: Trockendeposition nach (Gauger et al. 2002)

TDX^{BK}: um die Baumhöhe korrigierte Trockendeposition

Um die Korrekturfunktionen auf ihre Plausibilität unter realen Bedingungen zu prüfen, wurden die Daten des Answer-Projektes (Mohr et al. 2005) verwendet. Hierbei handelt es sich um 6 Kiefernbestände unterschiedlicher Bestandeshöhe, die in unmittelbarer Nachbarschaft bei Augustendorf in NW-Niedersachsen liegen. Für jeden dieser Bestände wurde die Gesamtdeposition nach (Ulrich 1991) berechnet. Die lineare Beziehung zwischen der Bestandeshöhe und den Stoffflüssen mit der Deposition (Mohr et al. 2005) wurde durch lineare Regressionen für die jeweiligen Elemente berücksichtigt. Die Flüsse im Freilandniederschlag wurden in die Regressionsberechnungen einbezogen. Auf diesem Wege erhält man Funktionen, mit denen man die Deposition für eine Bestandeshöhe von 14,8 m (Bezugsbasis bei den Berechnungen von (Gauger et al. 2002) für Nadelbäume in Niedersachsen) elementspezifisch berechnen kann. Diese Stoffdeposition wurde nun mit den entwickelten Funktionen (vgl. Gl. 2) für Baumhöhen von 0 bis 25 m korrigiert. Die Abb. 6 zeigt die Ergebnisse dieser Berechnungen im Vergleich mit den Stoffeinträgen in die 6 Bestände und der Freilanddeposition. Die Ergebnisse erlauben die Schlussfolgerung hin, dass das Modell zur Depositionskorrektur in Abhängigkeit von der Baumhöhe auch außerhalb des zugrunde gelegten Wertebereiches (14,6 bis 19,8 m) gültig ist und somit zur Regionalisierung einsetzbar ist.

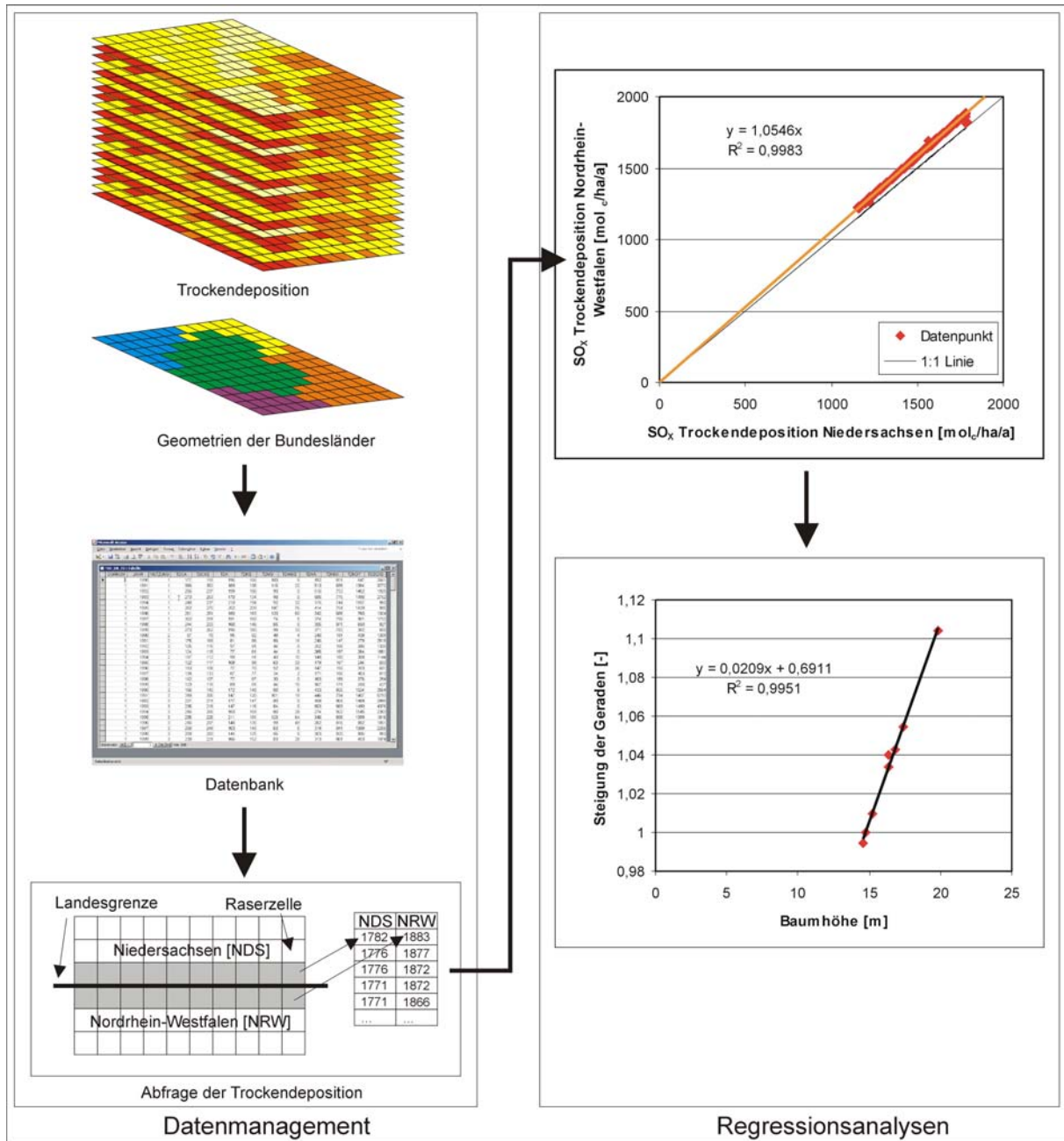


Abb. 5: Ablaufschema zur Ableitung der Korrekturfunktionen für die Trockendeposition in Abhängigkeit von der Baumhöhe dargestellt am Beispiel der SO_x-S Trockendeposition in Nadelwäldern im Jahr 1999

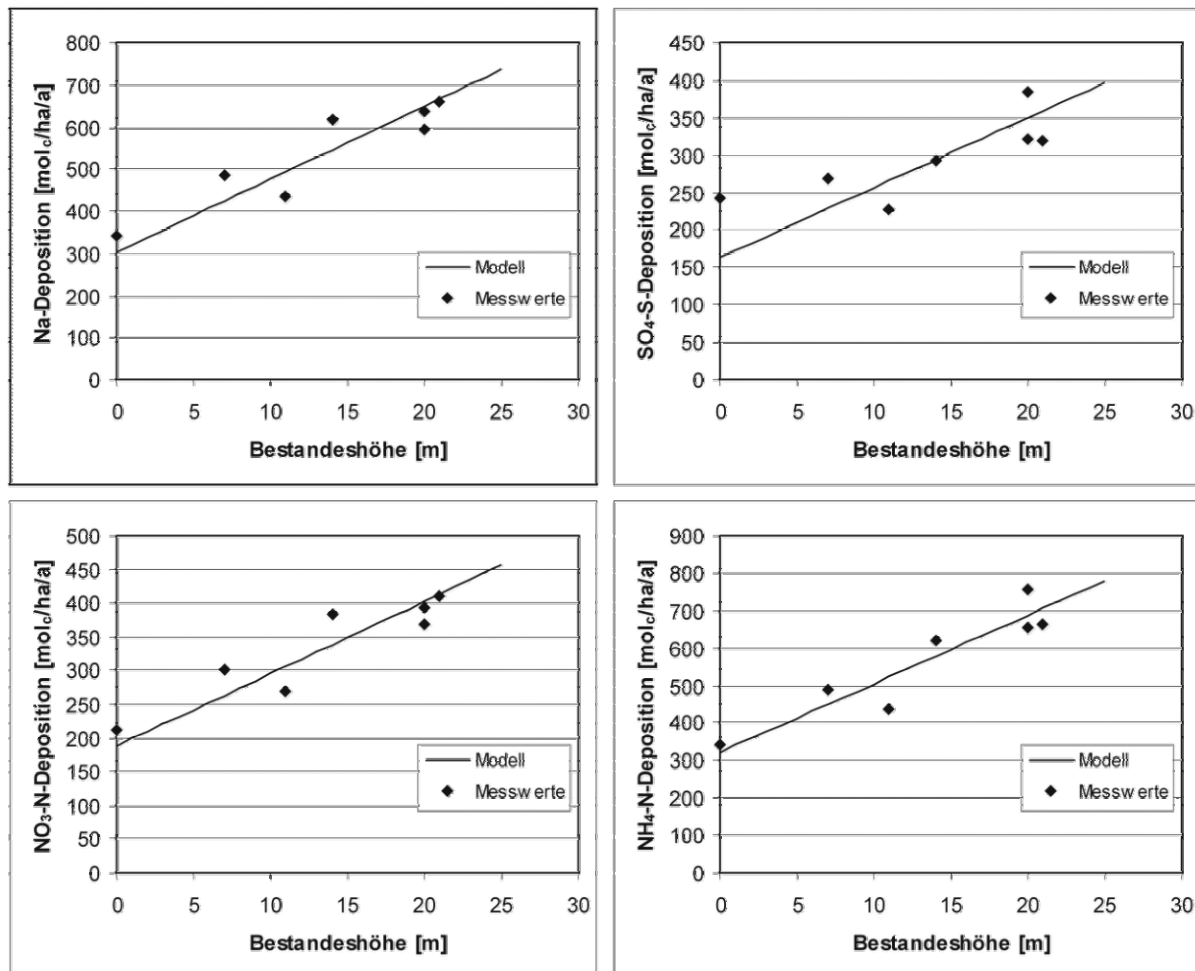


Abb. 6: Vergleich von Modellberechnungen und Messwerten der Gesamtdeposition in Abhängigkeit von der Bestandeshöhe von Kiefernbeständen in Augustendorf

3.4 Depositionsszenarien

Da die Depositionsdaten von (Gauger et al. 2002) bisher „nur“ einen Zeitraum von 10 Jahren abdecken, ist es notwendig, zeitliche Extrapolationsverfahren für die Stoffdeposition in das Stoffhaushaltsmodell zu integrieren. Dieses umfasst sowohl die Rekonstruktion der historischen Inputkurven als auch die Entwicklung von Zukunftsszenarien für die wichtigsten Elemente.

Die Rekonstruktion der historischen atmosphärischen Stoffeinträge und die Prognoseberechnungen erfolgten mit einer modifizierten Version des Modells MAKEDEP (vgl. Abb. 7) von Alveteg et al. (1998). Das Modell MAKEDEP berechnet Depositionszeitreihen unter Berücksichtigung von am Standort gemessenen Depositionsraten und der Nadelbiomasse (Alveteg et al. 1998). Die Berücksichtigung der Nadelbiomasse bei der Berechnung der Trockendeposition wurde bei dieser modifizierten Version durch die Höhenkorrekturfunktionen ersetzt (vgl. Kapitel 3.3).

Für das Einzugsgebiet der Oker wurden zwei unterschiedliche Depositionszeitreihen erarbeitet. Dieses Vorgehen ist aufgrund der Sonderstellung des Harzes bezüglich der Depositionsbelastung notwendig. Während des 19. und frühen 20. Jahrhunderts war die Erzschnmelze eine wichtige lokale Emissionsquelle für Schwefel (Lükewille 1995, Schnug et al. 2004), so dass der atmosphärische Stoffeintrag von Schwefel erheblich höher als die durchschnittlichen Depositionsraten im übrigen Einzugsgebiet der Oker war. Für den Harz wurden die zeitliche

Entwicklung der Deposition nach Schöpp et al. (2003) übernommen. Aus den Daten wurden dann anschließend die Kurven der relativen Deposition berechnet (vgl. Abb. 16). In den übrigen Bereichen des Einzugsgebietes Oker wurde mit den Zeitreihen von (Alveteg et al. 1998) in entsprechender Weise verfahren.

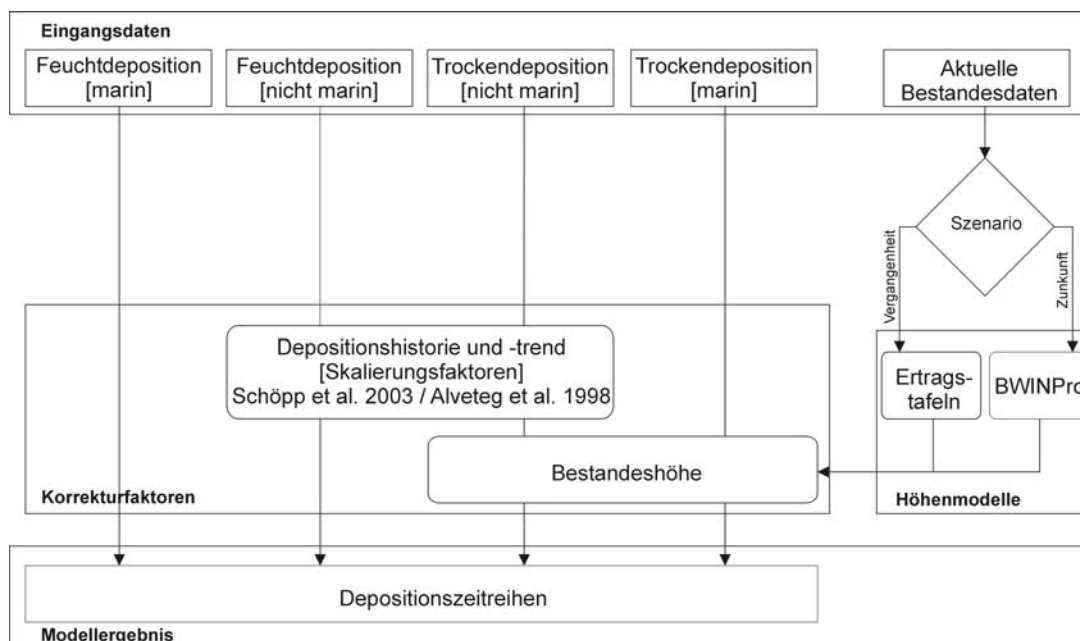


Abb. 7: Flussdiagramm des modifizierten Modells MAKEDEP zur Entwicklung von Depositionszeitreihen (verändert nach Alveteg 1998)

Die dargestellte zukünftige Entwicklung der Deposition beruht auf internationalen Vereinbarungen im Rahmen der UNECE Convention on Long Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP, Göteborg-Protokoll 1999). Über die langfristige Entwicklung der Emission und Deposition von Calcium, Magnesium, Kalium und Chlorid liegen nur sehr wenige Informationen vor. Da die Deposition dieser Elemente jedoch die Säure-/Basenbilanz der Waldökosysteme mit beeinflusst, ist es notwendig, eine Abschätzung ihrer Zeitreihen durchzuführen. Es gibt jedoch eine Vielzahl unterschiedlicher lokaler Emissionsquellen, die zur Deposition dieser Elemente beitragen können. Diese Quellen können sich in Abhängigkeit von lokalen und regionalen Faktoren sehr unterschiedlich entwickeln (z.B. Waldbrände, Emission aus dem Straßenverkehr, Wüstenstaub oder Kalkungen (Alveteg et al. 1998). Daher wird vereinfacht angenommen, dass der nicht marine Anteil der Deposition dieser Elemente zumindest zum Teil mit den menschlichen Aktivitäten in Verbindung gebracht werden kann (Johansson et al. 1996) und ihre Deposition dem Trend der Schwefeldeposition folgt (vgl. Tabelle 3).

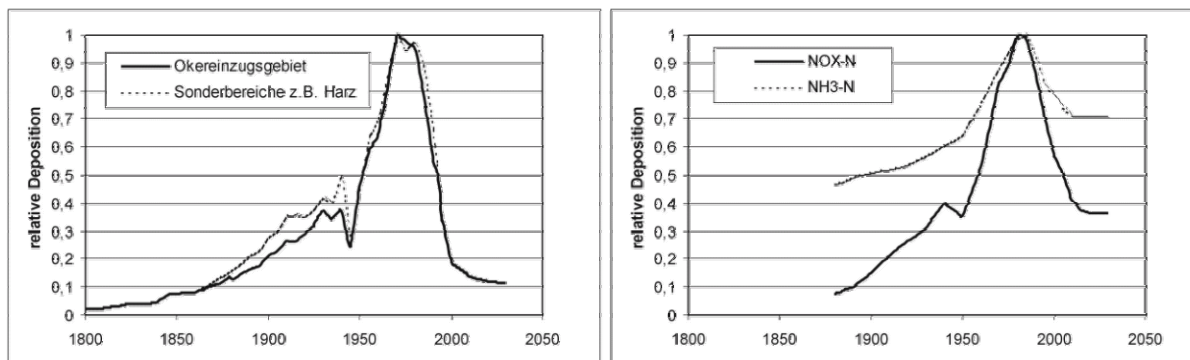


Abb. 8: Zeitliche Entwicklung der Deposition von Schwefel (links) und von NOx-N und NH3-N (rechts) im Einzugsgebiet der Oker (nach Schöpp et al. 2003 und Alveteg et al. 1998)

Tabelle 3: Berechnung von Depositionszeitreihen für die verschiedenen Depositionskategorien und Elemente (nach Alveteg et al. 1998).

Depositionskategorie	Element	Proportional zur Standardkurve
Trockene Marine	$BC^a, Na^{+b}, Cl^-, SO_4^{2-}$	konstant
Feuchte Marine	$BC^a, Na^{+b}, Cl^-, SO_4^{2-}$	konstant
Trockene nicht Marine	BC^a, Cl^-, SO_4^{2-}	SO_4^{2-}
	NO_3^-	NO_3^-
	NH_4^+	NH_4^+
Feuchte nicht Marine	BC^a, Cl^-, SO_4^{2-}	SO_4^{2-}
	NO_3^-	NO_3^-
	NH_4^+	NH_4^+

^a BC (basische Kationen) = Ca^{2+}, Mg^{2+} und K^+

^b Für Nord- und Westeuropa kann angenommen werden, dass Na^+ kaum bzw. nur sehr lokal aus anthropogenen Quellen stammt und deshalb zumindest in küstennahen Gebieten zu 100% meeresbürtig ist (Gauger et al. 1997).

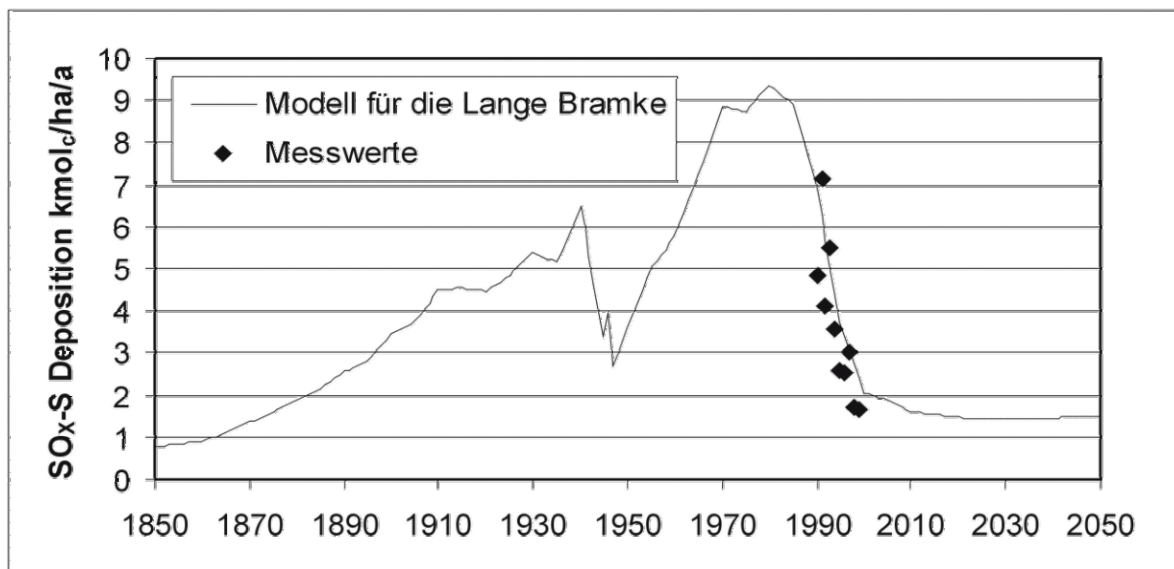


Abb. 9: Zeitliche Entwicklung der SOX-S Deposition im Einzugsgebiet der Langen Bramke unter Berücksichtigung der Bestandesentwicklung im Vergleich zu den jährlichen Depositionsraten nach Gauger et al. (2002).

Die Abb. 9 zeigt das Ergebnis eines SOX-S Depositionsszenarios für die „Lange Bramke“ mit Fichtenbestockung. Die jährliche Baumhöhe wurde über interpolierte Ertragstafeln (Assmann & Franz 1963) ermittelt. Die dargestellten Messwerte sind die Depositionswerte auf jährlicher Basis nach Gauger et al. 2002. Die Ergebnisse zeigen, dass mit dem vorab beschriebenen Verfahren eine realistische Berechnung von regionalisierten Depositionszeitreihen durchgeführt werden kann, wie es auch die Modellierungen für die Stickstoffeinträge gezeigt haben (vgl. 3.6).

3.5 GIS-technische Umsetzung von DepoSilva

In der Abb. 10 ist die GIS-technische Anbindung des Verfahrens zur flächendifferenzierten Berechnung der Stoffdeposition für waldbauliche Szenarien (DepoSilva) schematisch dargestellt. Eingangsdaten aus dem GIS sind die Landnutzungsverhältnisse, die jährliche Niederschlagssumme, die Bestandesinformationen und die Geometrie des 1x1 km²-Depositions-rasters von Gauger et al. (2002). Um den Arbeitsaufwand im GIS zu minimieren, wurden die Depositionsdaten in die Datenbank integriert. Entsprechendes gilt auch für die Skalierungsfaktoren der zeitlichen Extrapolationsverfahren und die baumartenspezifischen Höhenkorrekturfaktoren. Somit ist die Durchführung der Rechnungen und die Wiedergabe der Ergebnisse in Form von Karten automatisiert und erfordert vom Nutzer nur Spezifizierungen.

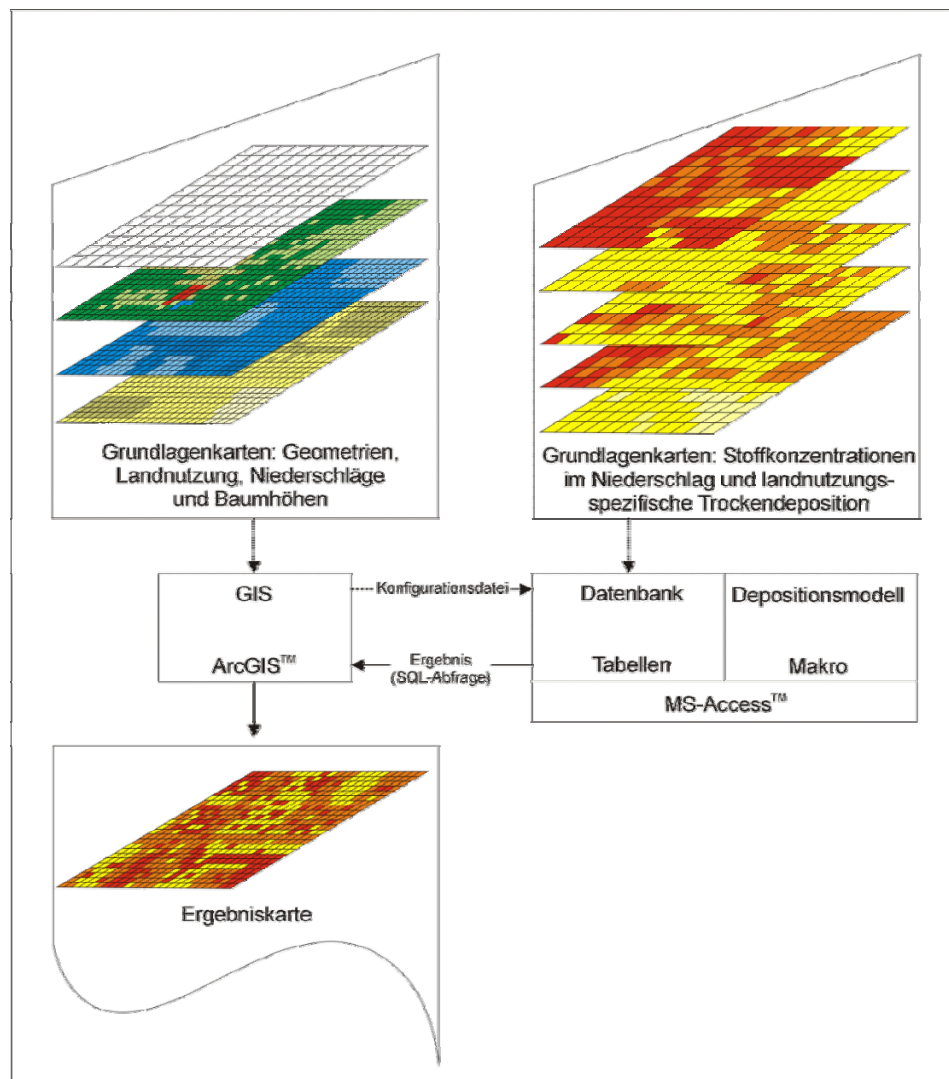


Abb. 10: Ablaufschema zur flächendifferenzierten Berechnung der Stoffdeposition für waldbauliche Szenarien (DEPOSILVA)

3.6 Lokalisierung und Abschätzung der Belastungssituation mit DepoSilva

Die Lokalisierung von Suchgebieten für die Maßnahmenoptimierung beruht auf der allgemeinen Erkenntnis, dass anhaltend hohe Stickstoffeinträge und Säureinträge die Hauptursache für die Nitrat austräge mit dem Sickerwasser (Aber 1992, Borken & Matzner 2004, Gundersen et al. 1998, MacDonald et al. 2002) und zunehmende Bodenversauerung sind (Alewell 2001).

Zur Abschätzung der langfristigen historischen Belastungssituation ist es notwendig, die Bestandesgeschichte zu rekonstruieren. Diese Rekonstruktion erfolgt nach den im Folgenden beschriebenen Regeln und Annahmen.

3.6.1 Rekonstruktion der Bestandesgeschichte

3.6.1.1 Grundlagen und Eingangsdaten

Die Rekonstruktion der Bestandesgeschichte erfordert einige Annahmen. Für die Rückrechnung in die Vergangenheit wird zunächst unterstellt, dass die Bestandesgeometrien unverändert geblieben sind. Weiterhin wird angenommen (soweit keine anderen flächenhaften digitalen Informationen vorliegen) dass sich die Flächennutzung nicht verändert hat. Abschließend wird unterstellt, dass der Verlauf der Höhenentwicklung hinreichend genau mit Hilfe von Ertragstafeln (z.B. Schober 1995) beschrieben werden kann.

Für die Höhenrekonstruktion sind folgende Eingangsdaten notwendig:

- Hauptbaumart oder Bestandestyp
- Jahr der Forsteinrichtung
- Bestandesalter zum Zeitpunkt der Forsteinrichtung
- Bestandeshöhe zum Zeitpunkt der Forsteinrichtung

3.6.1.2 Ableitung von Höhenkurven

Die Entwicklungskurve der Baumhöhe in Abhängigkeit vom Bestandesalter verläuft typischer Weise sigmoidal (Oliver & Larson 1990). Um diesen Kurvenverlauf mathematisch zu beschreiben wird häufig die Chapman-Richards Funktion verwendet (Richards 1959, Temegen & Gadow 2004).

$$Y = a \cdot (1 - \exp\{-b \cdot x\})^c \quad \text{Gl. 3}$$

$\alpha = \text{Maximum}$

$$(1 - \exp\{-\beta \cdot x\})^c = \text{Reduzierungsterm}$$

Für die Abhängigkeit der Baumhöhe (H) vom Bestandesalter (t) ergibt sich die Gl 4.

$$H = a \cdot (1 - \exp\{-b \cdot t\})^c \quad \text{Gl. 4}$$

Die Kurvenanpassung an die Bestandeshöhe der Ertragstafeln für Fichte, Kiefer, Eiche, Douglasie und Buche wurde mit dem Programm TableCurve 2D V5.0 durchgeführt. Die so abgeleiteten Höhenkurven sind mit ihren Modellparametern in der Datenbank hinterlegt, so dass ihre Berechnung für jeden beliebigen Standort erfolgen kann.

3.6.1.3 Technischer Ablauf der Berechnung

Für die Rekonstruktion der Bestandeshöhe ist zunächst eine Höhenkurve auszuwählen. Dieses erfolgt auf Grundlage der aktuellen Baumart, des Bestandesalters und der Bestandeshöhe. Für jede forstliche Abteilung wird in Abhängigkeit von der Baumart (Bestandestyp) und dem Bestandesalter die Bestandeshöhe mit allen vorhandenen Höhenkurven berechnet. Anschließend wird die Höhenkurve ausgewählt, bei der die absolute Differenz (genau genommen der Betrag der Differenz) ($BH_{\text{Höhe}} - MH_{\text{Höhe}}$) zwischen der Baumhöhe der Forsteinrichtung und der über

die Höhenkurven modellierten Baumhöhe am geringsten ist. Mit den vom Programm gewählten Höhenkurven, wird dann automatisch die Höhenentwicklung des Bestandes rekonstruiert.

3.6.2 Sonderfälle bei der Berechnung

Für einen reibungslosen Berechnungsablauf muss berücksichtigt werden, was im Programmablauf geschieht, wenn die Dauer der Rekonstruktionsperiode größer als das aktuelle Baumalter ist.

$$BA_{FE} < J_{FE} - J_R$$

wobei:

J_{FE} : Stichjahr der Fortseinrichtung

J_R : Jahr das rekonstruiert werden soll

BA_{FE} : Bestandesalter zum Stichjahr der Forsteinrichtung

Liegen keine weiteren Informationen in der DB über den Vorbestand vor, erfolgt die weitere Rekonstruktion über die Umtriebszeit. Um Standardwerte für die Umtriebszeit im Programm zu hinterlegen, wurde der dGZ_{max} (als Weiser für die ökonomische Umtriebszeit) für die Baumarten Fichte, Buche, Eiche und Kiefer aus den Ertragstafeln von Schober (1995) abgeleitet (vgl. Tab. 1). Diese hinterlegten Umtriebszeiten können jederzeit vom Benutzer an die regionalen, ökologischen (Nationalpark) und ökonomischen Gegebenheiten angepasst werden.

Tabelle 4: Ökonomische Umtriebszeit festgelegt nach dem Zeitpunkt der Kulmination des Gesamtwachses (dGZ_{max}). Ertragstafeln nach Schober (1995), exemplarisch für die Baumarten Fichte, Buche, Eiche und Kiefer.

Ertrags- klasse	Fichte			Buche			Eiche		Kiefer		
	mäßige	starke	Ge- staffelte	mäßige	starke	Lich- tung	mäßige	starke	mäßige	starke	Lich- tung
	Durchforstung			Durchforstung			Durchforstung		Durchforstung		
I	90	75	90	145	150	160	125	105	75	70	60
II	95	80	95	150	150	-	140	135	85	80	60
III	110	95	110	150	150	-	145	145	90	90	80
IV	110	-	-	150	150	-	160	-	115	110	-
V	120	-	-	-	-	-	-	-	115	120	-
VI	-	-	-	-	-	-	-	-	130	-	-

3.6.3 Flächendeckende Risikobewertung

Mit dem in den vorherigen Kapiteln beschriebenen Verfahren, wurden alle im Nordharz liegenden Bestände hinsichtlich ihrer Höhen- und Bestandesentwicklung von 1950 bis zum Zeitpunkt der letzten Forsteinrichtung rekonstruiert. Anschließend wurde mit DEPOSILVA die jährliche Stoffdeposition auf Bestandesebene regionalisiert. Datengrundlage für die Berechnungen waren die Forsteinrichtungsdaten von 1997. Durch die Aufsummierung der jährlichen Werte erhält man einen Indikator für die bestandesspezifische Belastungssituation von Säure und eutrophierenden Stickstoff. Die Abb. 11 zeigt das planerische Potenzial, dass sich aus diesem Verfahren für die Umsetzung der EG-WRRL in der Praxis ergibt. Mit DEPOSILVA ist es möglich, gezielt Einzugsgebiete und Teilbereiche von Einzugsgebieten zu lokalisieren, in denen waldbauliche Maßnahmen zur Unterstützung der Zielsetzung der WRRL besonders effektiv sind.

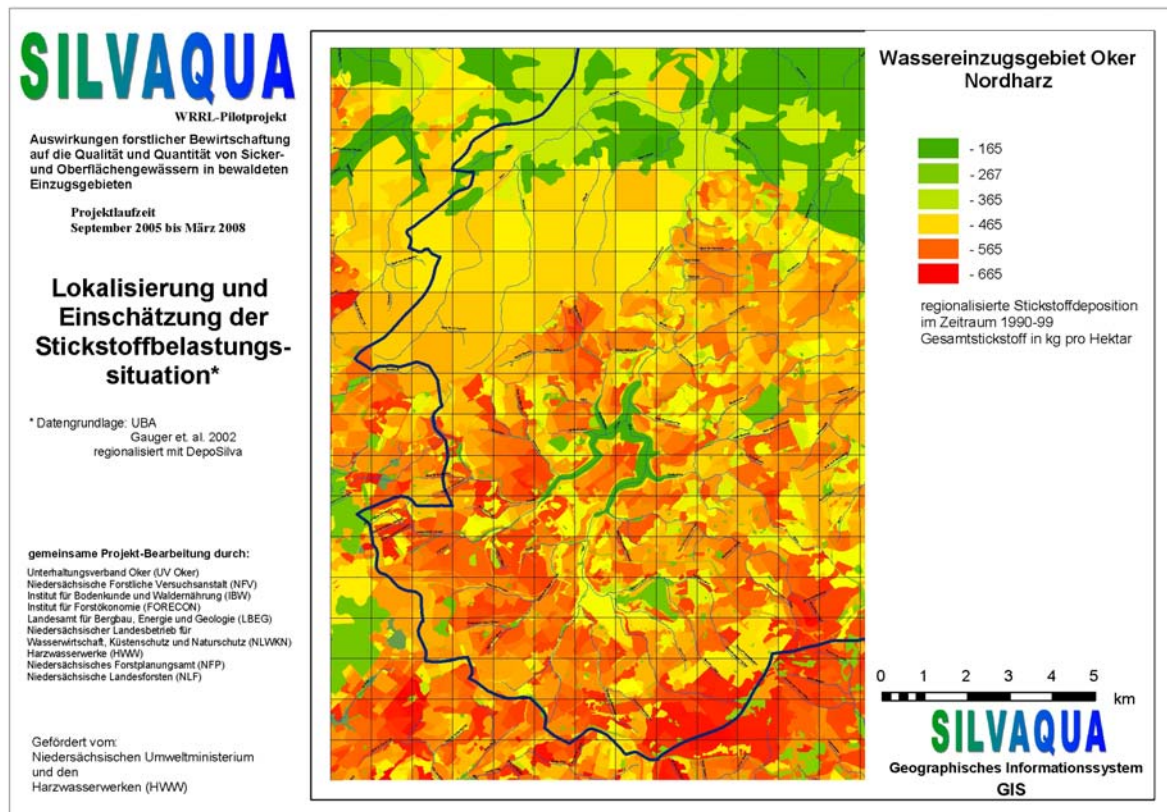


Abb. 11: Lokalisierung und Einschätzung der Stickstoffbelastungssituation durch Deposition im Nordharz

3.6.4 Plausibilität des Verfahrens DEPOSILVA

Ein solch einfacher und gut interpretierbarer Modellansatz wie DEPOSILVA ist eine wichtige Voraussetzung für die spätere Anwendbarkeit und Akzeptanz im Planungsprozess. Ebenso wichtig wie die Modellentwicklung ist es, die Gültigkeit und Plausibilität zu prüfen. Um die grundsätzliche Eignung des Modellansatzes zur Abschätzung der Belastungssituation durch Säure und eutrophierenden Stickstoff zu prüfen, wurden im folgenden für die drei Teileinzugsgebiete (Lange Bramke, Steile Bramke und Dicke Bramke) der Großen Bramke Berechnungen auf Einzugsgebietsebene durchgeführt. Die Abb. 12 zeigt die Ergebnisse der Berechnung. Die Karte dokumentiert, dass nach den Modellrechnungen deutliche Unterschiede in der Belastungssituation mit eutrophierendem Stickstoff zwischen den drei Teileinzugsgebieten vorliegen. Die größte potentielle Belastung liegt im Einzugsgebiet der Steilen Bramke vor. Etwas geringer, aber immer noch deutlich stärker belastet als die Lange Bramke, gestaltet sich die Situation in der Steilen Bramke. Um eine bessere Vergleichbarkeit auf Einzugsgebietsebene zu ermöglichen, wurde für die einzelnen Einzugsgebiete der flächengewichtete Mittelwert über den Zeitraum von 1950 bis 1999 berechnet (vgl. Abb. 13).

In allen drei Teileinzugsgebieten werden seit langen Jahren Messungen der Stickstoffkonzentration im Gebietsabfluss durchgeführt. Somit können die mit Hilfe von DEPOSILVA modellierten Werte direkt anhand von unabhängigen Messwerten überprüft werden. Dieses ist besonders wichtig, da der Nutzen von einfachen Modellansätzen für die Planungspraxis idealerweise nur mit Hilfe von unkalibrierten Berechnungen beurteilt werden kann (Hammel & Kennel 2001).

Die gemessenen Stickstoffausträge bestätigen die vorab getroffenen Aussagen zur unterschiedlichen Belastungssituation der drei Teileinzugsgebiete. Sogar der unterschiedliche Ver-

lauf (vgl. Abb. 14) im Abfluss der Dicken und der Steilen Bramke etwa ab dem Jahre 2000 kann durch die Modellrechnungen sehr eindrucksvoll erklärt werden. Es ist jedoch zu beachten, dass ein solcher Vergleich nur unter der Voraussetzung zulässig ist, dass die auf einen Hektar bezogenen Abflussmengen in den drei Teileinzugsgebieten annähernd vergleichbar sind. Hiervon kann nach den Untersuchungen von Liebscher (1977) und Hauhs (1989) ausgegangen werden.

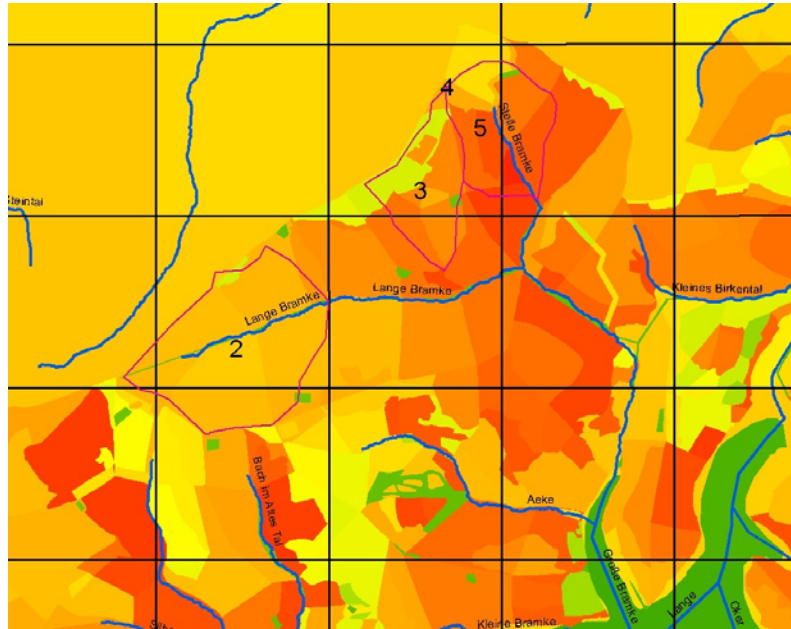


Abb. 12: Lokalisierung und Einschätzung der Stickstoffbelastungssituation im Einzugsgebiet Große Bramke.

Weiterhin deuten die Ergebnisse darauf hin, dass die einzelnen Waldökosysteme und in der Summe die gesamten Teileinzugsgebiete relativ schnell auf Veränderungen der Stickstoffeinträge reagieren, wie dieses im Rahmen des NITREX Projektes für manipulierte Bestände gezeigt wurde (Bredemeier et al. 1998). Dies ist in Verbindung mit der zeitlichen Maßnahmenplanung der EG-WRRL von Bedeutung.

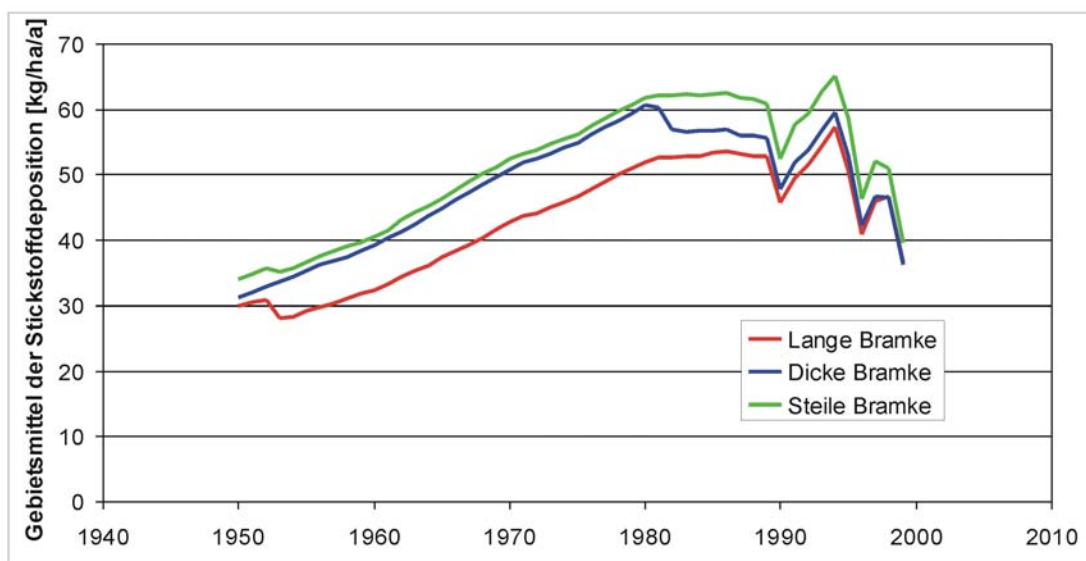


Abb. 13: Modellierter jährlicher Stickstoffeintrag im Gebietsmittel der Einzugsgebiete Lange Bramke, Dicke Bramke und Steile Bramke im Zeitraum von 1950 bis 1999.

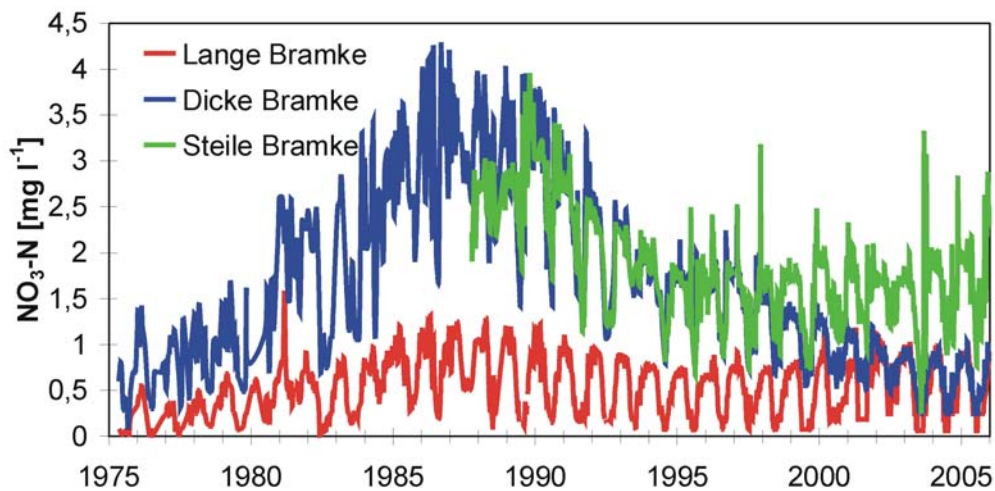


Abb. 14: Gemessene Nitrat-N-Konzentrationen im Gebietsabfluss der Einzugsgebiete Lange Bramke, Dicke Bramke und Steile Bramke von 1975 bis 1999.

Die in der Abb. 14 dargestellten Ergebnisse zeigen als einen weiteren Effekt, wie mit forstlichen Maßnahmen die Stoffeinträge und langfristig die Gewässerqualität gesteuert werden können. Der Verlauf der modellierten Kurven für die Dicke Bramke zeigt nach 1980 einen deutlichen Rückgang in der Eintragungssituation im Vergleich zu den beiden anderen Einzugsgebieten. Dieses ist das Resultat einer Anfang der 80er Jahre durchgeführten Verjüngung (vgl. auch Abb. 15) in der der Dicken Bramke.

3.7 Effekte der Baumartenwahl auf die Höhe der Deposition

Die Ausführungen des vorangegangenen Kapitels haben die große Bedeutung der atmosphärischen Stoffeinträge für die Gewässerqualität dokumentiert. Die Forstwirtschaft kann mit ihren Maßnahmen die Höhe der Stoffeinträge in Waldökosystemen beeinflussen. Dies erfolgt über die Baumartenwahl (Spangenberg & Kölling 2004), die Alterstruktur (Mohr et al. 2005) oder die Strukturierung der Bestände (Ahrends et al. 2005).

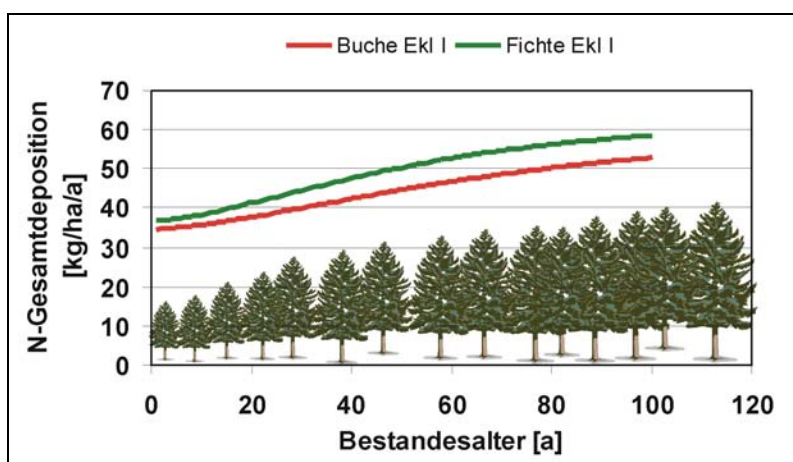


Abb. 15: Modellerte Beziehung zwischen der N-Gesamtdeposition, dem Bestandesalter und der Baumart.

Die Abb. 15 zeigt die waldbaulichen Möglichkeiten zur Reduzierung der Stickstoffeinträge. Es ist ersichtlich, dass sich die Handlungsspielräume in einem relativ engen Rahmen bewegen und somit effektive Maßnahmen in ausgewählten Risikogebieten erfolgen sollten (vgl. Kapitel 3.6). Die Abb. 16 zeigt, dass die Einträge bei unterschiedlichen Ertragsklassen größer sein können, als bei verschiedenen Baumarten. Entsprechende Zusammenhänge gelten auch für die Säureeinträge.

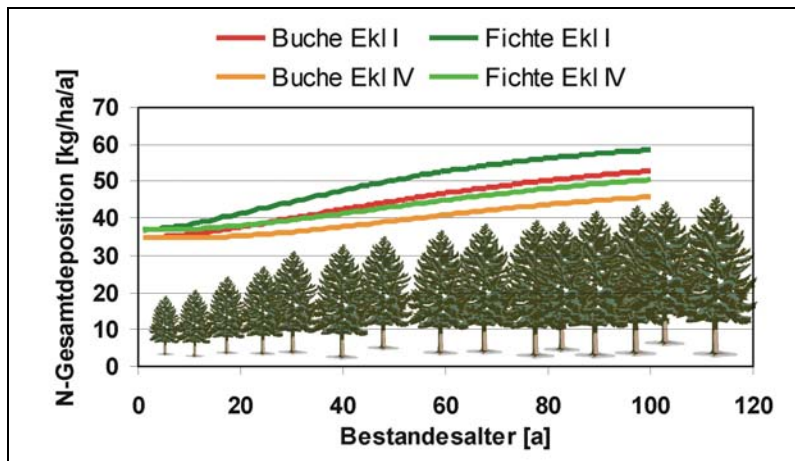


Abb. 16: Modellierte Beziehung zwischen der N-Gesamtdeposition, dem Bestandesalter, der Baumart und der Ertragsklasse.

3.8 Fazit und Nutzen

Die Verwendung der Originaldaten nach Gauger et al. (2002) lässt innerhalb des 1x1 km² Rasters keine Differenzierung hinsichtlich waldbaulicher Szenarien zu. Mit den im Modell DEPOSILVA durchgeführten Disaggregierungsverfahren auf Grundlage der Daten von Gauger et al. (2002) wird es möglich, eine GIS-basierte flächendifferenzierte Berechnung der Stoffdeposition für waldbauliche Szenarien durchzuführen und dieses auf Ebene der Bewirtschaftungseinheiten für forstliche Maßnahmen (Abteilungen, Unterabteilungen). Somit ist es möglich, die Deposition durch forstliche Maßnahmen gezielt zu beeinflussen, bzw. in einem ersten Schritt den Einfluss von Veränderungen der Bestandesstruktur auf die Stoffeinträge zu prognostizieren und bewerten zu können. Eine solche Differenzierung ist ebenfalls für eine flächendifferenzierte und bestandespezifische Planung von Kalkungsmaßnahmen notwendig.

Darüber hinaus bildet dieser Regionalisierungsansatz die Grundlage für ein effektives Flächenmanagement, da es die Lokalisierung von Standorten ermöglicht, an denen waldbauliche Maßnahmen einen besonders effektiven Einfluss auf die Gewässerqualität aufweisen. Mit dem hier präsentierten Instrumentarium ist es möglich, die vorhandene Mittel möglichst effektiv und kostengünstig in besonderen Risikogebieten einzusetzen.

4 Modellansätze zur Ermittlung der Silikatverwitterungsrate

In Waldökosystemen sind aufgrund des intensiven Säureinputs mit der trockenen Deposition in Kombination mit der ökosysteminternen Säureproduktion (Likens et al. 1977; Van Breemen et al. 1983) erhöhte Verwitterungsraten zu erwarten. Zu entsprechenden Ergebnissen kamen auch Lelong et al. (1990), Cronan (1985) und Fölster (1985) bei Untersuchungen in verschiedenen Wassereinzugsgebieten. Die Quantifizierung der Verwitterungsrate von M_p -

Kationen ist somit bestimmend für die Prognose weiterer Versauerungsentwicklungen (Feger 1989) und für die Einschätzung der Nachhaltigkeit von forstlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen, da die Freisetzung der Kationen aus den Silikaten zum einem äquivalenten Verbrauch an Protonen führt und entscheidend für die Nährstoffversorgung der Standorte ist.

Zur Bestimmung der Silikatverwitterungsraten für Wassereinzugsgebiete sind in der Literatur zahlreiche Verfahren und Modelle beschrieben worden. Zusammenstellungen und Kurzbeschreibungen finden sich bei Jönsson et al. (1995), Sverdrup (1996), Sverdrup et al. (1990) und Velbel (1986). Von diesen Modellen ist besonders das Simulationsmodell PROFILE von Sverdrup & Warfinge für eine Einbindung in das Pilotprojekt SILVAQUA geeignet. Neue Arbeiten zeigen die Möglichkeiten von PROFILE für flächenhafte Anwendungen (Akselsson et al. 2005). PROFILE hat seine Praxistauglichkeit in zahlreichen verschiedenen Einzugsgebieten Europas und Nordamerikas bewiesen. Bei den in diesen Einzugsgebieten durchgeführten Testanwendungen reproduzierte es die gemessenen Verwitterungsraten unter sehr verschiedenen Bedingungen (Raten von $0,007-18,6 \text{ kmol}_e \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) und dieses in einem vertretbaren Fehlerrahmen ($\pm 15\%$, Sverdrup 1996). Weiterhin ist Modell in einer auf die deutschen Verhältnisse (Mineral-Kinetik) angepassten Version (CL-PROFILE) von der Firma ÖKO-DATA GmbH mit Dokumentation (Becker 1999) frei verfügbar.

Um die datentechnischen Anforderung für eine Berechnung der Silikatverwitterung auf unterschiedlichen Maßstabebenen erfüllen zu können, wurden zwei verschiedene Ansätze in SILVAQUA integriert. Hierbei handelt es sich zum einen um einen regelbasierten Ansatz nach dem ICP Mapping and Modelling Manual (Spranger et al. 2004). Darüber hinaus wurde eine Schnittstelle zum Modell CL-PROFILE geschaffen.

4.1 Modellansatz nach dem ICP Mapping and Modelling Manual

Dieser Modellansatz geht von der Annahme aus, dass die Verwitterungsrate basischer Kationen im Wesentlichen vom Ausgangsgestein und der Bodentextur abhängig ist. Diese beiden Informationen können aus der im Einzugsgebiet flächendeckend vorhanden bodenkundlichen Übersichtskarte 1:50.000 (BÜK 50) abgeleitet werden. Bei der BÜK100 wird die Beziehung zum Ausgangsgestein über den Bodentyp hergestellt (vgl. Nagel et al. 2004). Ausgehend von dieser Tabelle wurde über den Bodentyp, den bodenartigen Profiltyp und den geologischen Profiltyp aus der BÜK 50 die Verknüpfung zwischen der BÜK 50 und den Gesteinsklassen hergestellt. Die Tab. 4 zeigt die fünf zugrunde liegenden Muttergesteinsklassen. Die Zuordnung zu den verschiedenen Bodeneinheiten der BÜK 100 ist in der Tabelle Tabelle 16 – Anhang dargestellt und die zu den Bodeneinheiten der BÜK 50 in der Tabelle 6.

Tabelle 5: Übersicht der Muttergesteinsklassen (Nagel et al. 2004)

Muttergesteinsklasse	
0	Torfe
1	Saure Gesteine
2	Neutrale Gesteine
3	Basische Gesteine
4	Kalkhaltige Gesteine

Tabelle 6: Zuordnung der Bodeneinheiten der BÜK-50 zu den Muttergesteinsklassen.

Muttergesteinskategorie		Bodeneinheit (Profil-Nr. der BÜK 50)
0	Torfe	20628, 20630, 20632, 30380, 30628, 30630
1	Saure Gesteine	294, 10144, 10161, 10180, 10181, 10184, 20144, 20161, 20181, 20204, 20469, 20595, 20629, 20631, 20635, 20636, 20637, 20654, 20655, 20656, 20657, 20658, 30144, 30161, 30181, 30184, 30204, 30469, 30541, 30595, 30636, 30654, 30655, 30656
2	Neutrale Gesteine	10146, 10154, 10158, 10159, 10176, 10653, 20154, 20158, 20159, 20653, 30154, 30158, 30159, 30176
3	Basische Gesteine	10098, 10484, 10490, 10491, 20098, 20607, 20633, 20634, 30098, 30146, 30491, 30607, 30634, 30653
4	Kalkhaltige Gesteine	10514, 10515, 10518, 20517, 20518, 30514, 30518, 30525

Die chemisch wirkende Mineraloberfläche ist ein Schlüsselparame-ter bei der Abschätzung der Verwitterungsrate (Jönsson et al. 1995). Die Verwitterungs-oberfläche wird bei diesem Ansatz über die Textur des Bodens berücksichtigt. Grundlage für die im Folgenden beschriebene Ab-schätzung ist der von Sverdrup (1990) beschriebene lineare Zusam-menhang zwischen dem Tongehalt eines Bodens und der Verwitterungs-rate. Der Tongehalt kann somit als Indikator für die Textur des Bodens herangezogen werden (Nagel et al. 2004). Hierbei ist jedoch nur der im Feinboden enthaltene Tongehalt zu berücksichtigen. Daher ist es notwendig den Ske-lettanteil horisontbezogen nach der Gl. 5 (Nagel et al. 2004) umzurechnen:

$$T_{eff} = T_{ges} \cdot \left(1 - \frac{S}{100}\right) \quad (\text{Gl. 5})$$

wobei:

T_{eff} = effektiver Tonanteil [%]

T_{ges} = Skelettanteil

S = Skelettanteil [%]

Anhand der Tab. 7 kann die Verknüpfung zwischen dem effektiven Tongehalt und der Tex-turklasse erfolgen. Mit der Kombination zweier Texturklassen wie z.B. 1/3, wird angezeigt, dass innerhalb einer Horisontschicht zwei Texturklassen vorkommen.

Tabelle 7: Matrix zum Zusammenhang zwischen Texturklassen und Tongehalten (Nagel et al. 2004)

Texturklasse	Mittlerer Tonanteil [%]
1	< 10,5
1/2	≥ 10,5 bis < 20,0
1/3	≥ 25,0 bis < 30,0
1/4	≥ 30,0 bis < 37,5
2	≥ 20,0 bis < 25,0
2/3	≥ 37,5 bis 45,0
2/4	≥ 52,5 bis 57,5
3	≥ 45,0 bis 52,5
2/4	≥ 57,5 bis < 62,5
4	≥ 62,5 bis 70,0
5	≥ 70,0

Nach Ermittlung der Texturklasse kann anschließend durch die Verknüpfung mit der Muttergesteinsklasse die Verwitterungsklasse ermittelt werden. Abschließend kann nun ein absoluter Wert der Verwitterungsrate für 0,5 m Bodenmächtigkeit aus der Tab. 9 entnommen werden. Die angegebenen Verwitterungsraten (Tab. 9) sind horizontbezogen auf die tatsächlichen Horizontmächtigkeiten umzurechnen, bevor sie zur Ermittlung der Verwitterungsrate des Gesamtprofils bis zur Durchwurzelungstiefe aufsummiert werden

Tabelle 8: Bestimmung der Verwitterungsklasse (Nagel et al. 2004)

Verwitterungsklasse	Texturklasse											
	1	1/2	1/3	1/4	2	2/3	2/4	3	3/4	4	5	
Muttergesteins- klasse												
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	1	2	3	3	3	4	4	5	5	6	6	6
2	2	3	4	4	4	5	5	6	6	6	6	6
3	2	3	4	4	5	6	6	6	6	6	6	6
4	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10

Tabelle 9: Verwitterungsrate bezogen auf 0,5 m Bodentiefe (Nagel et al. 2004)

Verwitterungsklasse	Verwitterungsrate [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
0	0
1	250
2	500
3	750
4	1000
5	1250
6	1500
10	2500

Als letzter Bearbeitungsschritt erfolgt eine Korrektur der Verwitterungsraten in Abhängigkeit von der langjährigen Jahresmitteltemperatur (vgl. Gl. 6 nach (Nagel et al. 2004)).

$$V_{(T)} = V_{(T_0)} \cdot e^{A/T_0 - A/T} \quad (\text{Gl. 6})$$

wobei:

V = Verwitterungsrate [eq ha⁻¹ a⁻¹]

T₀ = Referenztemperatur [K]

T = lokale Temperatur im 30 jährigen Mittel

A = Quotient aus Aktivierungsenergie und idealer Gaskonstante (= 3600 K)

Aufgrund fehlender verlässlicher Messwerte muss bei der Regionalisierung der Silikatverwitterungsrate für Hoch- und Niedermoore die niedrigste Verwitterungsklasse angesetzt werden (Nagel et al. 2004).

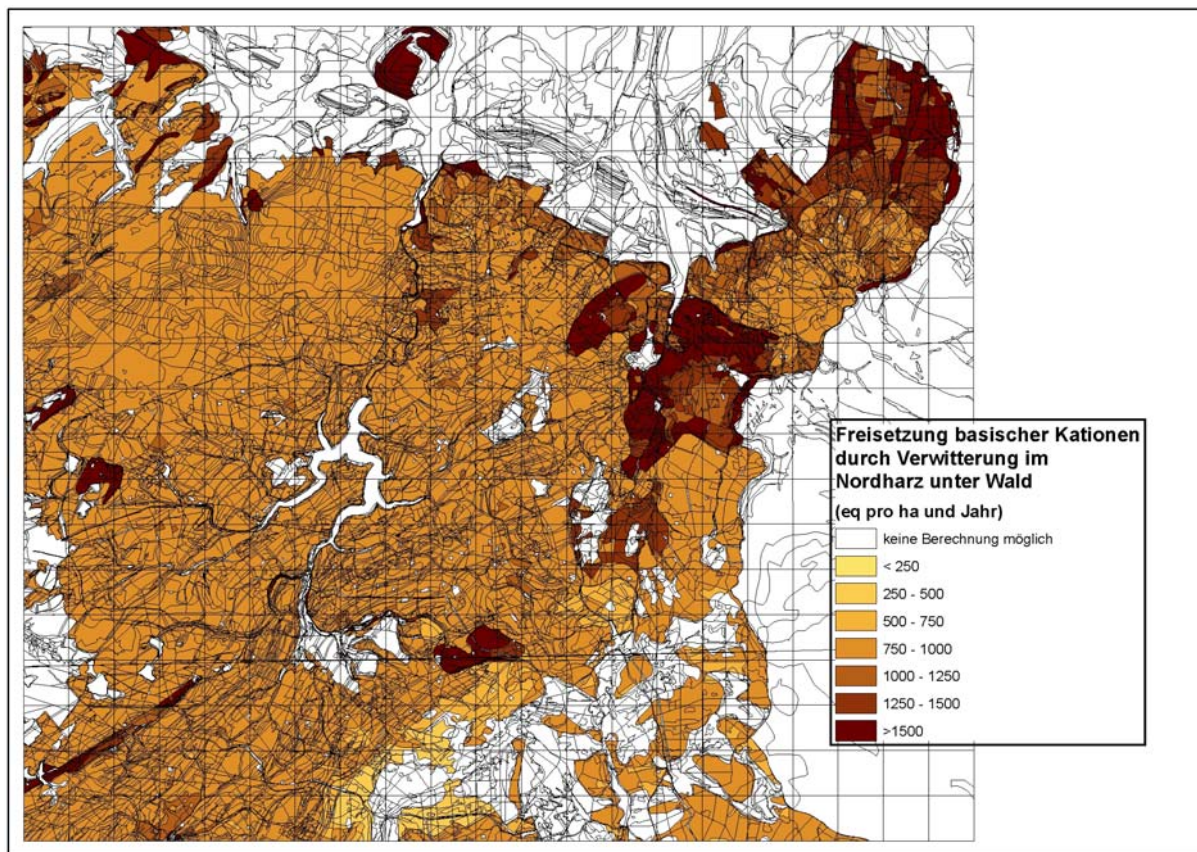


Abb. 17: Nach dem ICP Mapping and Modelling Manual regionalisierte Silikatverwitterungsrate für den Nordharz

Die Abb. 17 zeigt die für den „Nordharz“ regionalisierte Silikatverwitterungsrate. An dieser Abbildung sind zwei wesentliche Ergebnisse hervorzuheben. Zunächst fällt die relative geringe Differenzierung innerhalb großer Flächen des Nordharzes auf. Diese ergibt sich überwiegend aus der sehr groben Klassifizierung und insbesondere aus der abschließenden Defuzzifizierung der einzelnen Klassen in einen konkreten Wert (vgl. Tabelle 9

Tabelle 9). Weiterhin zeigt sich, dass bei diesem Ansatz der Durchwurzelungstiefe (vgl. Abb. 23) eine herausragende Bedeutung zukommt. Demgegenüber treten Effekte der Textur, der Bodentypen und der Temperatur deutlich zurück. Dieses ist jedoch z.T. auch auf die geringe Differenzierung der BÜK 50 zurückzuführen.

4.2 Einbindung des semi-dynamischen Modells PROFILE

Bei PROFILE handelt es sich um ein, biogeochemisches Modell zur Spezifizierung des Einflusses der versauernd wirkenden Deposition auf den chemischen Zustand des Waldbodens. Der Boden repräsentiert hier ein Bodenprofil oder ein gesamtes Einzugsgebiet. Eine der Hauptkomponenten in Profile stellt die Verwitterung basischer Kationen dar und zwar differenziert für Ca, Mg, K und Na.

Das eigentliche methodische Vorgehen bezieht sich im Rahmen dieser Arbeit auf die Auswahl und Ableitung der erforderlichen Eingangsdaten für die flächenhafte Modellanwendung. Die Zusammenstellung und die Verarbeitung der Eingangsdaten richtet sich hierbei nach der Sensitivität der Daten auf den Modelloutput. Nach einer Untersuchung von (Jönsson et al. 1995, Abb. 18) stellen die physikalischen Bodenkonstanten die wichtigste Parameter-Gruppe dar. Die chemisch aktive Mineraloberfläche (AW) ist ein Schlüsselparameter im Modell. Als Grundlage für die Berechnung der Verwitterungsoberfläche dienen die Informationen zur Bodenart, der Lagerungsdichte und dem Skelettgehalt aus den Leitprofilen der BÜK 50.

wobei:

$$A_w = \left(8,0 \cdot \frac{\%Ton}{100} + 2,2 \cdot \frac{\%Schluff}{100} + 0,3 \cdot \frac{\%Sand}{100} \right) \cdot \left(1,0 - \frac{\%Skelett}{100} \right) \cdot \frac{\rho}{1400} \cdot 10^6 \quad \text{Gl. 7}$$

A_w = chemisch wirksame Mineraloberfläche [$\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$]

$\%X$ = Gehalt an Ton, Schluff und Sand sowie Skelettanteil [%]

ρ = Trockenraumdichte der Bodenschicht [$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$] (Becker 1999).

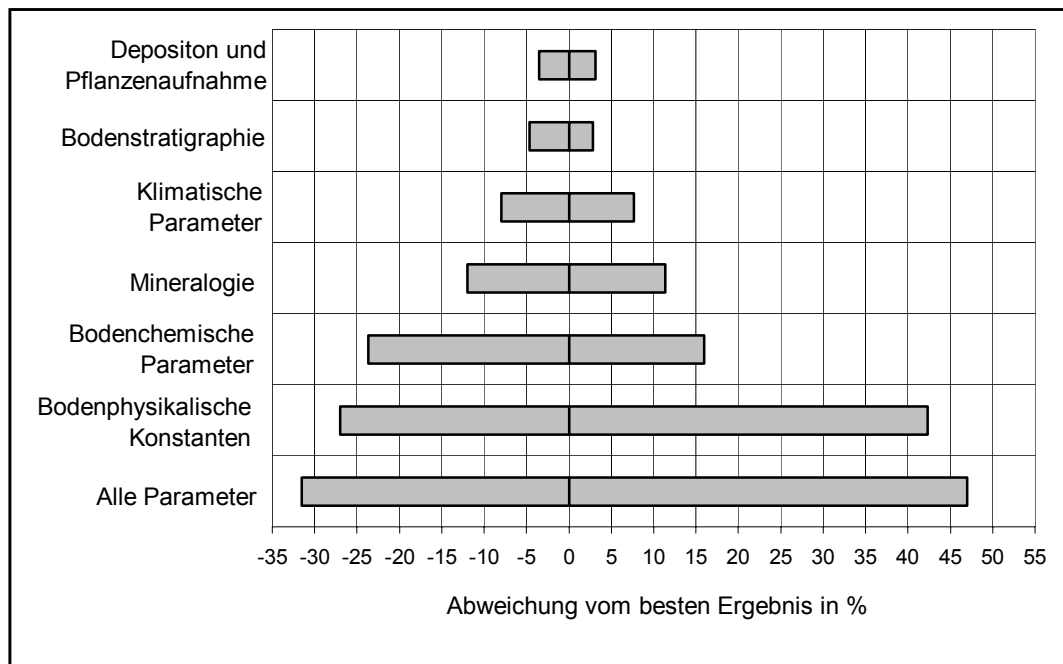


Abb. 18: Prognoseintervalle bei der Berechnung der Verwitterungsraten mit Profile, in Abhängigkeit von den Unsicherheiten der einzelnen Parametergruppen und aller Parameter (dargestellt nach Jönsson et al. 1995)

Ein weiterer Schlüsselparameter im Modell ist die mineralogische Zusammensetzung der Bodenhorizonte. Hierfür wird im zunächst vereinfacht angenommen, dass die Zusammensetzung anhand der Eigenschaften des bodenbildenden Ausgangsgesteins abgeschätzt werden kann. Zur flächenhaften Charakterisierung des Ausgangsgesteins wurde auf die von Malessa & Ahrends (2001) vorgeschlagene Klassifizierung der Gesteinsgruppen mit ähnlicher chemisch-mineralogischer Zusammensetzung zurückgegriffen. Diese Klassifizierung und der zugehörige Algorithmus wird auch vom Bayerischen Landesamt für Umwelt bei der Bodenfunktionsbewertung berücksichtigt (Falk 2007). Hierbei wurde in Anlehnung an die Klassifizierungen von (Mederer et al. 1997) nach den Angaben der Hauptelemente SiO_2 , TiO_2 , Al_2O_3 , FeO_3 , MnO , MgO , CaO , Na_2O , K_2O und P_2O_5 (Mederer et al. 1997, Wedepohl 1969) die Gesteinsgruppen der Tab. 10 gebildet. Der Tab. 11 ist die chemische Zusammensetzung der einzelnen Gesteinsgruppen (MIN-Gruppen) zu entnehmen. Bei den Werten der chemischen Hauptelemente handelt es sich um Durchschnittswerte für die jeweiligen Gesteine. Die Repräsentanz und die Übertragbarkeit dieser Gesteinsgruppen wurden anhand von Gesteinsanalysen aus ganz Deutschland überprüft. Eine Zusammenstellung dieser Daten befindet sich im Anhang.

Tabelle 10: Zuordnung von Gesteinen in Gruppen ähnlichen Mineralbestands (MIN-Gruppen)

MIN-Gruppe	Gesteine
1. Sand-Kies	Sand, Quarzit, Kies, Quarz, Kieselgesteine, Lydite, Kiesel-schiefer, Quarzsandstein, Tertiärsandstein, Quarzgneis
2. Ton-Schluff	Ton, Tonstein, Mergelton, Schluff, Schluffstein, Lehm, Löß, Schiefer
3. Geschiebelehm	Geschiebelehm, Geschiebemergel
4. Mergelstein	Mergelstein, Tonmergel, Tonmergelstein, Mergel, Sandmergelstein, Kalkmergel, Kalkmergelstein
5. Kalkstein	Kalk, Kalkstein, Dolomit, Marmor, Mergelkalk, Mergelkalkstein, Kalk-Rogenstein(zone)
6. Gips	Gips, Gipsstein, Anhydrit, Anhydritstein, Gips-Anhydritstein
7. Grauwacken	Grauwacke
8. Sandstein	Sandsteine allg., Rotliegend-Sandstein, Mittlerer Buntsandstein, Unterdevon-sandstein
9. Tonschiefer	Tonschiefer
10. Granit	Granit
11. Rhyolith	Rhyolith
12. Granodiorit	Granodiorit
13. Dazit	Dazit
14. Syenit	Syenit
15. Diorit	Diorit
16. Andesit	Andesit
17. Trachyt	Trachyt
18. Phonolith	Phonolith
19. Tholeiit	Tholeiit, Tholeiitbasalt
20. Basalt	Basalt
21. Gabbro	Gabbro
22. Basische Magmatite	Basanit, Tephrit, Meta-Basalt, Amphibolit, Hornblendit, Nephelinit, basischer Vulkanit, Norit, Limburgit, Dolerit, Spilite, Diabas
23. Ultrabasische Magmatite	Serpentinit, Peridotit, Pikrit, Harzburgit, Dunit, Pyroxenit
24. Vulkaniklastite	Tuff, Tuffit, saurer Tuff, Ignimbrit, basischer Tuff
25. Gneis	Gneis, Orthogneis, Paragneis, Serizitgneis
26. Phyllit	Phyllit
27. Glimmerschiefer	Glimmerschiefer

Tabelle 11: Chemische Zusammensetzung der Gruppen mit ähnlichem Mineralbestand.

MIN-G.	SiO ₂	TiO ₂	Al ₂ O ₃	FeO ₃	MnO	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	P ₂ O ₅	Quelle
	M.-%	M.-%	M.-%	M.-%	M.-%	M.-%	M.-%	M.-%	M.-%	M.-%	
1	89,13	0,26	4,25	0,79	0,01	0,15	0,14	0,20	1,11	0,03	1
2	56,20	0,83	16,47	5,29	0,04	1,77	1,72	0,74	2,74	0,09	1
3	77,04	0,40	6,16	2,41	0,04	0,69	3,71	0,49	1,57	0,07	1
4	39,91	0,39	8,00	2,74	0,04	1,00	20,98	0,51	1,43	0,09	1
5	4,27	0,04	0,96	0,72	0,04	1,51	45,88	0,10	0,16	0,04	1
6	0,39	0,01	0,03	0,08	0,01	2,60	32,91	0,06	0,01	0,01	1
7	71,20	0,57	13,65	4,70	0,05	1,43	0,19	2,41	1,78	0,10	1
8	78,70	0,25	4,80	1,10	0,00	1,20	5,50	0,50	1,30	0,00	2
9	58,90	0,78	16,70	2,80	0,09	2,60	2,20	1,60	3,60	0,16	2
10	73,90	0,20	13,80	0,78	0,05	0,26	0,72	3,50	5,10	0,14	2
11	73,70	0,22	13,50	1,30	0,03	0,32	1,10	3,00	5,40	0,07	2
12	66,90	0,57	15,70	1,30	0,07	1,60	3,60	3,80	3,10	0,21	2
13	63,58	0,64	16,67	2,24	0,11	2,12	5,53	3,98	1,40	0,17	2
14	59,41	0,83	17,12	2,19	0,08	2,02	4,06	3,92	6,53	0,38	2
15	51,86	1,50	16,40	2,73	0,18	6,12	8,40	3,36	1,33	0,35	2
16	54,20	1,30	17,20	3,50	0,15	4,40	7,90	3,70	1,10	0,28	2
17	58,31	0,66	18,05	2,54	0,14	2,07	4,25	3,85	7,38	0,20	2
18	56,90	0,59	20,17	2,26	0,19	0,58	1,88	8,72	5,42	0,17	2
19	50,80	2,00	14,10	2,90	0,18	6,30	10,40	2,20	0,82	0,23	2
20	45,78	2,63	14,64	3,16	0,20	9,39	10,74	2,63	0,95	0,39	2
21	48,40	1,30	16,80	2,60	0,18	8,10	11,10	2,30	0,56	0,24	2
22	44,80	2,43	14,60	8,06	0,18	6,87	9,78	3,22	1,11	0,65	1
23	38,59	0,59	6,18	15,29	0,20	25,73	3,91	0,15	0,15	0,07	1
24	42,28	1,57	13,40	7,08	0,11	1,95	4,18	0,73	1,98	0,25	1
25	72,83	0,34	13,87	1,18	0,03	0,46	0,29	2,68	4,76	0,07	2
26	60,21	1,32	19,03	2,62	0,00	1,31	1,37	1,73	3,29	0,28	2
27	60,06	1,12	19,89	4,09	0,00	1,99	1,52	1,54	4,23	0,26	2

Quelle 1: MEDERER et al. 1997; Quelle 2: WEDEPOHL 1969.

Aus den in der Tab. 11 zusammengestellten Angaben zu der chemischen Zusammensetzung der Gesteinsgruppen wurde anschließend die Mineralogie mit Hilfe des Modells A2M (Posch 2007) (Analyses to Mineral) abgeleitet. Vom Grundprinzip ist das Programm vergleichbar mit der weiter verbreiteten CIPW-Norm (Müller & Braun 1977), die auf die norddeutschen Lößgebiete angepasst wurde (Tarrach et al. 2000). Die Anwendung des Modells A2M hat im Rahmen dieser Arbeit den Vorteil, dass die Auswahl der Mineralien und deren zugehöriger Stöchiometrie vom Benutzer festgelegt werden kann. Somit kann eine direkt Synchronisation mit der in PROFILE hinterlegten Mineralogie erfolgen. Weiterhin wurde bei der Festlegung der

Mineralien darauf geachtet, dass deren Anzahl nicht unendlich groß wird. Diese Restriktion führte zwar in Einzelfällen zu kleineren numerischen Problemen, die jedoch durch minimale Korrekturen der Eingangsdaten behoben werden konnten. Dieses Vorgehen ist auch deshalb notwendig, da in Profile nur 14 verschiedenen Mineralien berücksichtigt werden können.

Tabelle 12: Stöchiometrie der in der A2M hinterlegten Mineralien

N	Kürzel	Name	K	Na	Ca	Al	Si	Mg	Ti	Fe3	PO4
1	qtz	Quarz	0	0	0	0	1	0	0	0	0
2	kfs	K-Feldspat	0.9	0.1	0	1	3	0	0	0	0
3	pl	Plagioklase	0	0.7	0.15	1	3	0	0	0	0
4	py	Pyroxen	0	0	0.25	0.033	1.125	0.25	0	0	0
5	am	Amphibol	0	0	0.165	0.167	0.55	0.335	0	0	0
6	ill	Illit	0.71	0	0	2.23	3.5	0	0	0	0
7	ab	Albit	0	1	0	1	3	0	0	0	0
8	goe	Goethit	0	0	0	0	0	0	0	1	0
9	il	Ilmenit	0	0	0	0	0	0	1	1	0
10	ms	Muskovit	2	0	0	6	6	0	0	0	0
11	gbs	Gibbsit	0	0	0	1	0	0	0	0	0
12	ap	Apatit	0	0	5	0	0	0	0	0	3
13	an	Anorthite	0	0	1	2	2	0	0	0	0
14	mt	Magnetit	0	0	0	0	0	0	0	3	0
15	klt	Kaolinit	0	0	0	4	4	0	0	0	0
16	ver	Vermikulit	0.04	0	0.14	2.82	3	0.21	0	0	0
17	sme	Smektit	0.01	0.02	0.04	1.7	3.95	0.24	0	0	0
18	mgch	Mg-Chlorit	0	0	0	2.58	2.28	4.28	0	0	0
19	wo	Wollastonit	0	0	1	0	1	0	0	0	0
20	ca	Calcit	0	0	0.975	0	0	0.02	0	0	0.05
21	en	Enstatit	0	0	0	0	2	2	0	0	0
22	hae	Hämatit	0	0	0	0	0	0	0	2	0
23	or	Orthoklase	1	0	0	1	3	0	0	0	0

Tabelle 13: Mit A2M berechneter modaler Mineralbestand

MIN-Gruppe	1	2	3	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Quarz	84,6	37,6	64,7	56,8	63,7	35,6	51,5	51,3	39,6	34,1	21,6	2,6
K-Feldspart	1,5	4,2	3,4	2,2	1,8	7,7	14,0	14,9	7,8	1,8	19,1	1,9
Plagioklase	0,4	1,9	0,9	0,5	1,2	3,9	0,6	1,3	1,2	8,5	1,1	5,2
Pyroxen	0,2	3,8	5,7	0,1	4,8	5,6	0,9	1,3	8,3	8,8	15,1	42,9
Amphibol	0,3	3,0	0,2	0,1	0,2	6,5	0,4	0,4	2,1	2,9	0,7	3,9
Illit	3,2	2,2	3,0	3,2	4,2	2,8	4,5	4,4	3,5	2,8	3,5	2,6
Albit	0,4	1,3	1,2	9,7	1,1	3,3	13,1	10,4	14,5	10,7	14,0	10,4
Goethit	0,3	2,3	2,2	2,2	0,6	1,2	0,4	0,7	0,5	1,1	1,0	0,8
Ilmenit	0,5	1,7	0,8	1,1	0,5	1,6	0,4	0,4	1,1	1,3	1,7	3,0
Muskovit	0,4	4,4	0,1	2,3	0,2	3,1	0,2	0,3	0,5	1,5	0,4	1,3
Gibbsit	1,6	0,6	1,4	0,5	1,4	0,7	1,4	1,3	1,2	1,0	1,1	1,2
Apatit	0,0	0,1	0,0	0,1	0,1	0,2	0,1	0,0	0,1	0,1	0,3	0,3
Anorthite	0,1	2,5	0,0	0,1	0,3	0,8	0,1	0,2	0,2	0,7	0,2	0,4
Magnetit	0,2	2,5	0,1	2,2	0,5	1,1	0,3	0,5	0,3	0,8	0,6	0,7
Kaolinit	0,7	1,3	0,1	1,4	0,1	1,8	0,3	0,4	1,3	1,7	1,3	1,5
Vermikulit	0,2	2,3	0,0	0,8	0,1	0,8	0,1	0,1	0,2	0,5	0,2	0,4
Smektit	0,3	4,0	0,1	1,3	0,1	1,4	0,1	0,2	0,3	0,8	0,3	0,5
Mg-Chlorit	0,1	1,4	0,1	3,4	9,7	1,4	0,2	0,2	0,6	1,3	0,6	1,6
Wollastonit			5,2	0,0	1,5		0,4	0,9	1,9	5,4	1,1	0,6
Calcit			0,3	0,0			0,2	0,3	1,1	0,7	1,0	0,7
Enstatit												
Hämatit												
Orthoklase												
MIN-Gruppe	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27
Quarz	13,6	18,5	17,3	1,2	4,1	0,9	1,3	0,2	23,4	54,7	40,0	38,7
K-Feldspart	1,3	23,9	16,1	0,8	0,8	0,6	1,8	0,1	2,7	15,1	4,1	6,8
Plagioklase	8,8	0,1	0,3	5,9	7,9	4,5	0,7	0,5	2,0	0,2	4,7	3,2
Pyroxene	25,5	18,9	3,0	48,7	10,6	37,8	34,3	0,5	7,2	0,6	1,1	1,5
Amphibol	4,9	0,1	0,6	2,8	2,3	11,4	7,3	3,9	2,7	0,3	2,2	2,7
Illit	2,3	0,2	2,6	1,7	1,4	1,2	1,7	0,2	2,3	0,6	2,5	1,9
Albit	9,3	14,0	35,1	5,1	5,5	6,5	12,9	0,3	1,4	9,7	3,6	3,6
Goethit	1,5	2,2	1,7	0,6	0,3	0,9	6,0	3,4	2,9	0,7	0,7	1,4
Ilmenit	2,6	1,3	1,2	4,0	5,3	2,6	4,9	1,2	3,1	0,7	2,6	2,2
Muskovit	1,3	0,0	0,1	1,1	1,0	0,7	1,2	0,2	3,1	0,1	6,6	7,6
Gibbsit	0,9	2,2	1,6	1,3	1,2	1,5	0,3	1,7	0,5	2,5	0,6	0,5
Apatit	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,4	0,0	0,1	0,1	0,3	0,3
Anorthite	0,6	0,0	0,1	0,8	0,8	0,6	0,1	0,8	2,0	0,0	0,9	0,9
Magnetit	1,0	0,0	0,4	0,5	0,2	0,7	0,4	5,9	3,0	0,3	0,6	1,7
Kaolinit	1,8	0,0	0,2	1,9	2,9	1,8	0,6	0,4	1,2	0,1	1,4	1,3
Vermikulit	0,6	0,0	0,1	0,5	0,8	0,3	0,1	0,5	1,5	0,0	2,1	1,4
Smektit	1,3	0,0	0,1	0,6	1,3	0,4	0,2	0,3	2,5	0,1	3,9	3,5
Mg-Chlorit	1,4	0,0	0,3	1,1	1,0	4,1	4,0	1,5	1,2	0,8	1,4	2,9
Wollastonit	3,3	1,3	1,0	2,4	13,9	4,9	2,2	5,7	2,2	0,1	0,3	0,4
Calcit	1,4	0,8	0,8	1,2	1,6	1,1	2,4	0,3	1,1	0,1	0,2	0,2
Enstatit					18,1			60,3				
Hämatit					0,2			5,9				
Orthoklase					0,7			0,1				

Beim Vergleich dieser mineralogischen Angaben mit den mineralogischen Verhältnissen an einem bestimmten Standort ist zu beachten, dass mit einem solchen Verfahren der real vorhandene Mineralbestand nicht beschrieben werden kann. Es geht vielmehr um eine plausible Abschätzung des normativen Mineralbestandes vieler Standorte. Weiterhin unterstellt dieser Ansatz, dass die Bodenmineralogie eines Standortes direkt aus der des Liegenden Gesteines abgeleitet werden kann. Diese Annahme wird insbesondere in stark durch Relief geprägten Gebieten häufig zu Unsicherheiten und Fehlern führen (Hangschuttdecken, Löss usw.).

Für die Abschätzung des Mineralbestandes im Boden wurde unterstellt, dass sich im Verlauf der Bodenbildung die leicht verwitterbaren Minerale komplett verschwunden sind und sich der Bestand der mittelschwer verwitterbaren Minerale auf die Hälfte reduziert hat (Malessa & Ahrends (2001). Die Auswahl der Minerale erfolgte in Anlehnung an die Klassifizierung von Sverdrup et al. (1990).

Die Parameter Temperatur, Niederschlag, Abfluss und Deposition verursachen nur eine relativ geringe Variabilität in der Modellprognose (vgl. Abb. 18). Diese Parameter werden in der Modellarchitektur von DEPOSILVA und WASIM-ETH an PROFILE auf jährlicher Basis übergeben. Hieraus ergibt sich auch die Bezeichnung von PROFILE als „semi-dynamisch“.

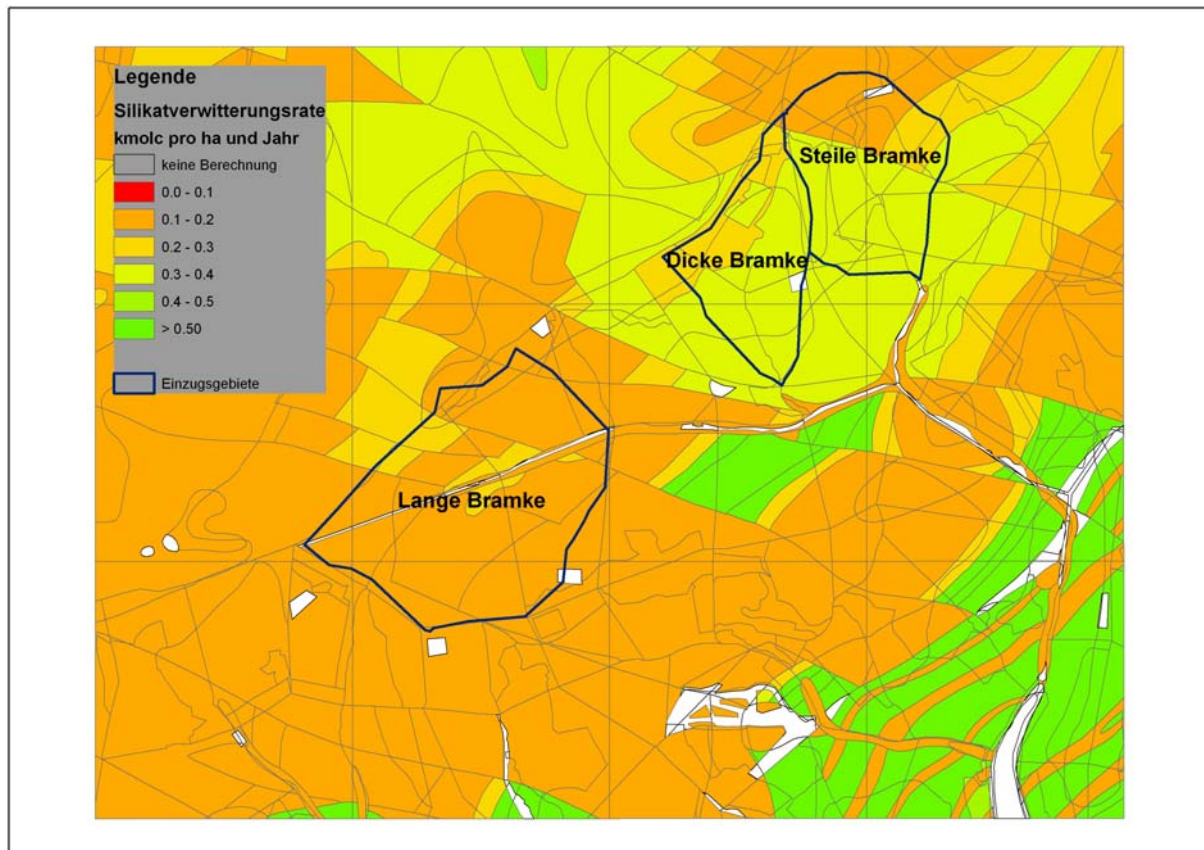


Abb. 19: Mit PROFILE regionalisierte Silikatverwitterungsrate in $\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$

Die Abb. 19 zeigt die nach der vorab beschriebenen Methodik regionalisierte Silikatverwitterungsrate für die drei Teileinzugsgebiete der Großen Bramke mit umliegenden Gebieten. Um die generelle Belastbarkeit der Modellkombination in einem ersten Schritt zu testen, wurden, lokale Angaben zum chemischen Mineralienbestand verwendet (vgl. Tab. 14). Die mit dieser Methodik regionalisierte Silikatverwitterungsrate zeigt im Vergleich mit Angabe aus der Literatur (Becker et al. 2000, Malessa & Ahrends 2001) sehr plausible Größenordnungen. Es zeigt sich jedoch auch, dass die dargestellten Unterschiede im Wesentlichen aus den geologischen Informationen (vgl. Abb. 20) resultieren und die pedologischen Verhältnisse nur untergeordnet repräsentiert werden. Diese liegt an der Verwendung der BÜK 50, die für den

hier dargestellten Kartenausschnitt nur 3 Leitprofile bereitstellt. Die Abbildung 20 zeigt, dass die Silikatverwitterungsraten, die aus den vom LBEG auf der Basis der forstlichen Standortkartierung abgeleiteten Profilen berechnet wurden, aufgrund ihrer höheren pedologischen Differenzierung wesentlich detaillierter und besser interpretierbare Werte zeigen. Die Tabelle 14 zeigt, dass die Leitprofile der BÜK 50 für dieses Gebiet in den obersten 90 cm nur einen relativ geringen Skelettgehalt aufweisen. Dieses kann dazu führen, dass sehr hohe Verwitterungsoberflächen berechnet werden. Da es sich hierbei um den sensitivsten Modellparameter handelt (Becker et al. 2000) und dieser nur mit großen Unsicherheiten abgeleitet werden kann (Hodson et al. 1997) sollte auch die Güte dieser Informationen besondere Augenmerk gelegt werden.

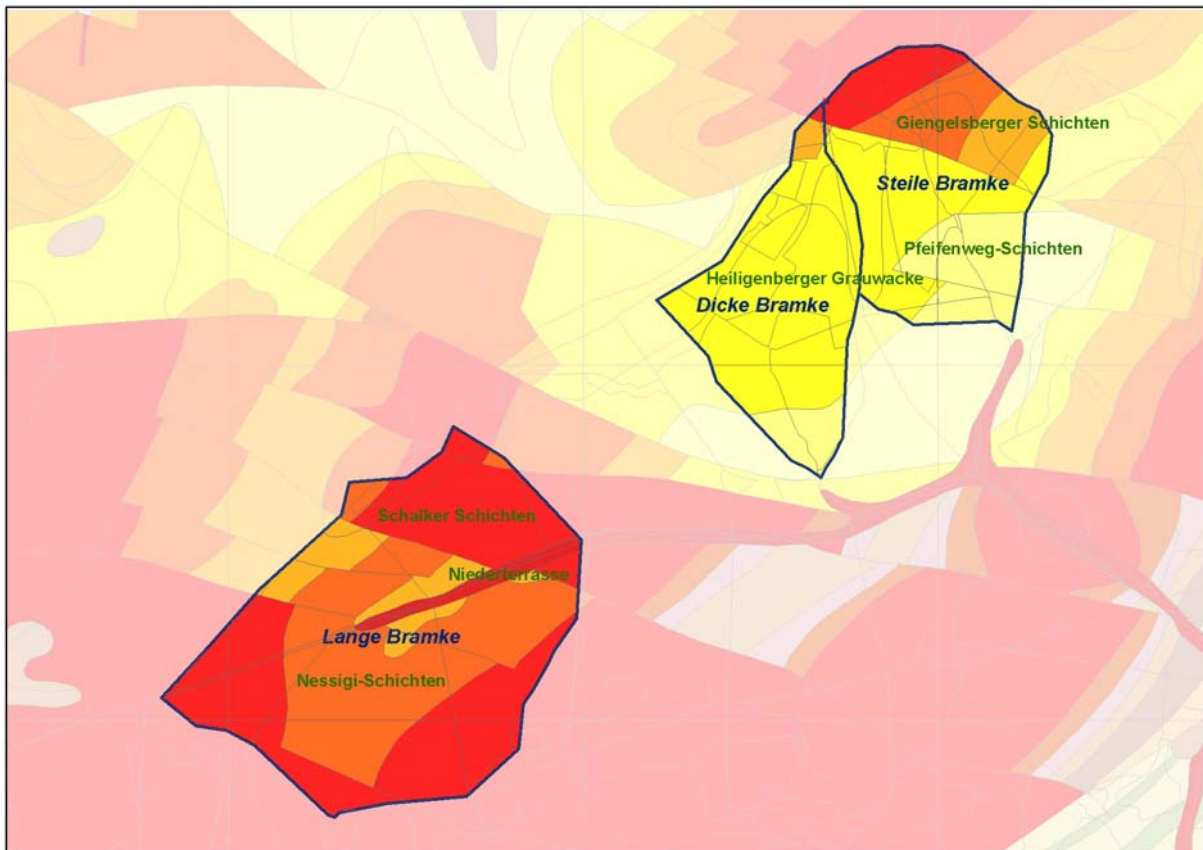


Abb. 20: Die geologischen Verhältnisse in den drei Teileinzugsgebieten der Dicken Bramke

Tabelle 14: Durch Vollaufschluss ermittelter chemischer Mineralbestand der im Gebiet anstehenden Gesteinsschichten des Unterdevons (Görz 1962, Matschullat et al. 1994)

Schicht	Pfeifenweg Schiefer	Heiligenberger Grauwacke	Gingelsberger Sch.	Nessigi Sch.	Schalcker Sch.	Tonschiefer
SiO ₂	69,8	72,8	74,9	85	87,8	61,5
TiO ₂	0,6	0,4	0,6	0,3	0,4	0,8
Al ₂ O ₃	16,7	12,8	12,5	8	7,2	17,1
Fe ₂ O ₃	1,9	1,8	2,9	1,7	0,4	6,5
FeO	1,5	3,7	1,3	0,8	0,2	
MnO	0,03	0,1	0,03	0,02	0,01	0,1
MgO	1,5	1,95	0,93	0,7	0,37	1,9
CaO	0,06	0,17	0,1	0,09	0,05	0,2
Na ₂ O	0,13	0,13	0,09	0,08	0,03	1,4
K ₂ O	4,2	2,42	2,69	1,69	1,97	3,1

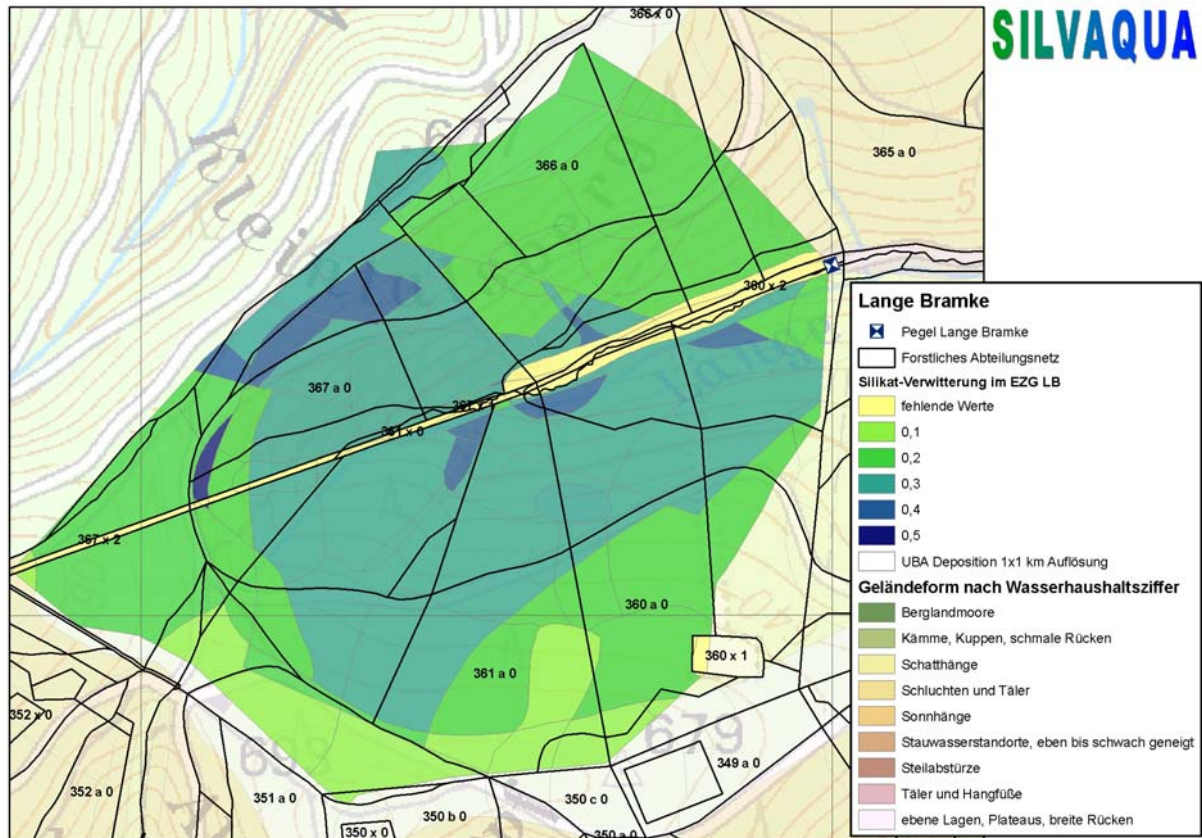


Abb. 21: Mit PROFILE regionalisierte Silikatverwitterungsrate in $\text{kmolc ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ in der Langen Bramke.

Tabelle 15: Vergleich der Profileigenschaften unterschiedlicher Bodenprofile in der Langen Bramke

Bodenprofil nach Eberl et al. (1999)						Bodenprofil nach Großkurth (1999)						Bodenprofile 20654, 20655 der BÜK 50							
H	T	SK	S	U	T	H	T	SK	S	U	T	H	T	SK	S ¹	U ¹	T ¹		
Aeh	-5	8	25,1	56,4	18,4	Aeh	-2	51	30,8	51,1	18,1	Ah	-10	18	35	45	20		
Aeh	-10	12				Ae	-5	69	32,7	49,9	17,4	Bv	-70	18	35	45	20		
Bhs	-15	30				Ae	-10	70	31,7	51,8	16,5	Cv	-90	18	66,5	23,5	10		
Bhs	-25	13				Ae	-15	66	32,6	50,3	17,2	Cn	-200	95 ²	66,5	23,5	10		
Bv	-30	12				Bsh	-20	63	30,3	51,3	18,4								
Bv	-35	29	42,7	44,5	12,8	Bsh	-25	67	32,3	51,0	16,7								
Bv	-40	25				Bsh	-30	72	32,5	48,0	19,5								
IIBv	-45	18				Bsh	-40	67	44,0	43,1	12,8								
IIBv	-60	42				Bv	-55	75	62,6	34,1	3,2								
IIBv	-65	52				39,9	46,4	13,6	Cv	-70	78	62,9	34,2	2,8					
IIBv	-85	54	Cv	-100	94				61,6	33,1	5,3								
IIBv	-105	48																	
III	-140	96	49,9	41,7	8,4														
Cv	-185	88																	

Legende: H: Horizonte, T: untere Tiefe des Horizontes, SK: Skelettgehalt [%],
 S: Sand [% FB]; U: Schluff [% FB], T: Ton [% FB],
 FB: Feinboden.

¹: abgeleitet aus der Bodenart nach Müller (2004)

²: abgeschätzt nach Malessa et al. 2001.

5 Modellansatz zur Ermittlung der Nährstofffestlegung in der Vegetation

Eine weitere wichtige Bilanzgröße (vgl. Abb. 1) bei der stoffhaushaltlichen Bilanzierung ist neben der Berücksichtigung der Einträge durch die Deposition und die Silikatverwitterung auch die Quantifizierung der Nährstoffspeicherung in den jeweiligen Holzkomponenten des Bestandes und deren Entzug durch Ernte. Intensivierte Biomassenutzung wird aktuell als ein Mittel angesehen, um hochwertiges Trinkwasser in stark belasteten Einzugsgebieten auch langfristig zu erhalten (Asche 2007).

Für die quantitative Bilanzierung mit den Bilanzgrößen des Eintrages und des Austrages sind Aufnahmeraten von Stickstoff und basischen Kationen von entscheidender Bedeutung. Nach de Vries (1991) kann die Stoffaufnahmen als Funktion von Wachstumsrate und Elementgehalt in den unterschiedlichen Baumkompartimenten quantifiziert werden. Je nach Nutzungsvariante des Bestandes müssen die Raten der einzelnen Baumkompartimente miteinander addiert werden. Die hiermit zu ermittelnden Netto-Aufnahmeraten beziehen sich auf die folgenden drei Nutzungsvarianten:

- Derbholz o.R.
- Derbholz m.R.
- Vollbaum (alle oberirdischen Baumkompartimente)

Die Unterteilung in Derbholz ($d > 7$ cm) und Reisholz ($d < 7$ cm) bietet sich zum einen durch die Verwendung des Waldplaners als Wachstumssimulator an. Zum anderen ist auf diese Weise mit der Nutzungsvariante 2 (Derbholz m.R.) die wirtschaftlich interessanteste Variante der Entnahme von Schafftholz mit Rinde und Ästen erster Ordnung gut zu beschreiben (Nebe & Herrmann 1987). Sie umfasst die industriell gut verwertbaren Rohstoffe. Diese Variante wird auch gegenwärtig am meisten praktiziert, da ein Verzicht der Rindennutzung aus ernte-technologischen Gründen kaum möglich ist (Feger 1993). Dieses gilt besonders für Laubhölzer (BLfW 1997). Auf eine Berücksichtigung der Ganzbaumernte ist verzichtet worden. Hierbei wird zusätzlich zum Vollbaum das Wurzelwerk entnommen. Die Entnahme des Wurzelstockes und die Streunutzung gehören zur historischen Waldnutzung und spielen bei der heute üblichen forstlichen Praxis keine Rolle mehr.

Bei den Berechnungen ergibt sich die Wachstumsrate aus dem laufenden jährlichen Zuwachs an Derbholz. Um den laufenden jährlichen Zuwachs an Derbholzmasse auf die unterschiedlichen Baumkompartimente zu verteilen, wurden die Schätzfunktionen nach (Jacobsen et al. 2003) verwendet. Frühere Untersuchungen haben gezeigt, dass die Biomasse verschiedener Baumkompartimente eines Bestandes gut mit statistischen Mitteln aus den Durchmessern aller Einzelbäume abzuleiten ist (Burger 1947, 1950). Weitere Studien haben allerdings auch bewiesen, dass diese Zusammenhänge sich selbst für die gleiche Baumart im Reinbestand unterscheiden können (z.B. (Cerny 1990, Droste zu Hülshoff 1969). Daher wird auf die Auswahl einer bestimmten, regional abgeleiteten, Funktion verzichtet, um eine maximale Übertragbarkeit zu gewährleisten. Die Gehalte der chemischen Elemente in den Baumkompartimenten wird mit den bei (Jacobsen et al. 2003) veröffentlichten Funktionen berechnet. Die Abb. 20 zeigt die nach diesem Verfahren berechnete durchschnittliche Stickstofffestlegung im Derbholz für den Nordharz.

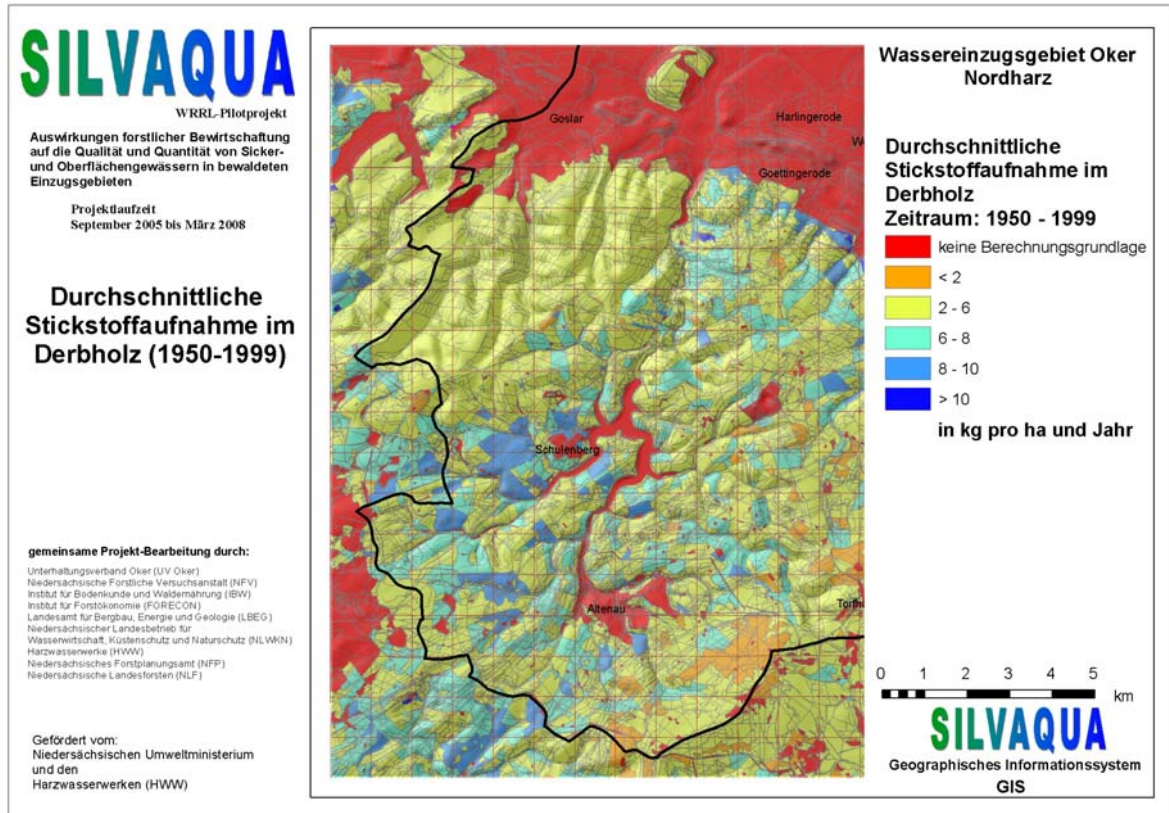


Abb. 22: Regionalisierte durchschnittliche jährliche Stickstofffestlegung im Derbholz.

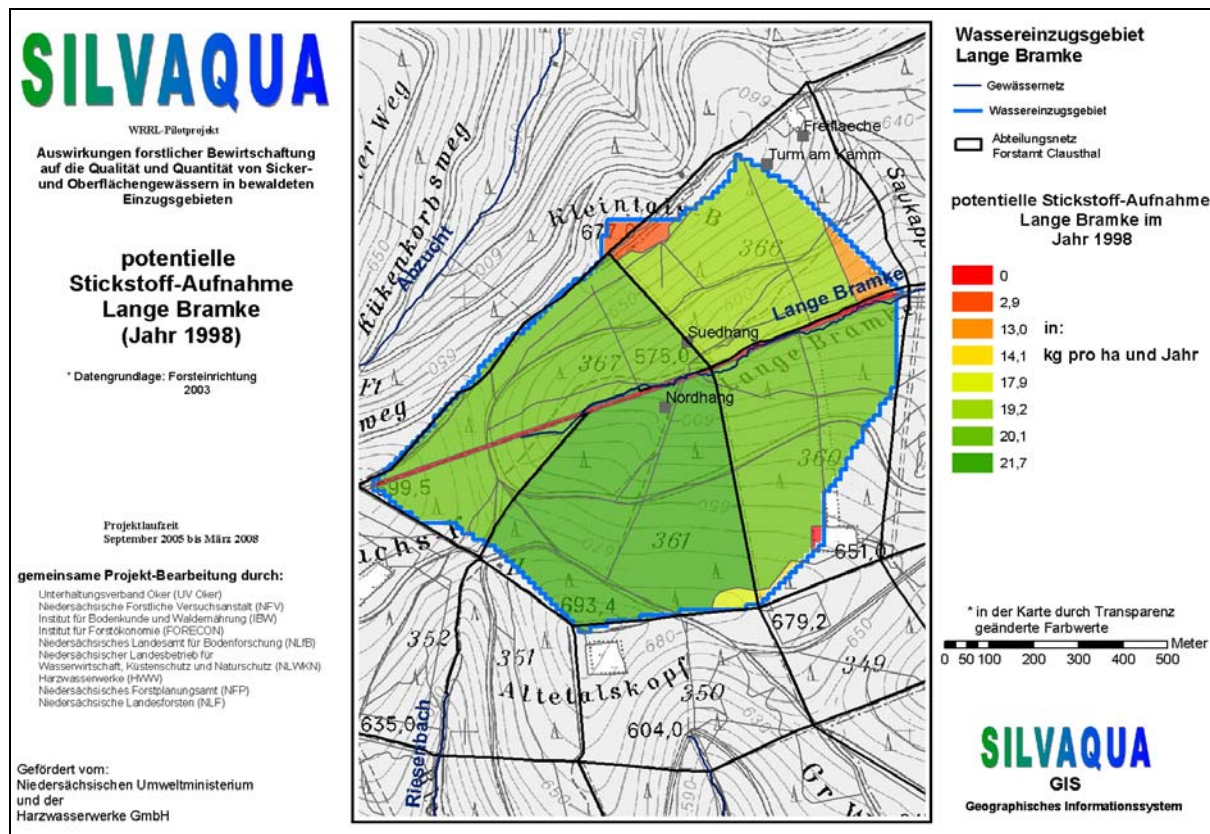


Abb. 23: Potentielle Stickstoffaufnahme bei einem Szenario der „Vollbaumernte“ in der Langen Bramke

Den Effekt unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Nährstoffentzüge zeigt die Abb. 21 am Beispiel von Stickstoff. Die dargestellten Größenordnungen zeigen, dass bei einer Vollbaumernte erhebliche Mengen an Stickstoff dem Forstökosystem entzogen werden und somit keine potentielle Gefahr mehr für das Grundwasser darstellen. Es muss jedoch an dieser Stelle auch ganz deutlich gesagt werden, dass Vollbaumernten auch mit einer großen Anzahl von ökologischen Nachteilen verbunden sind (Kreutzer 1979). In ausgewählten Belastungsregionen (vgl. 3.6) kann dennoch aufgrund der verstärkten Nachfrage nach Energieholz auf nährstoffreichen Standorten oder in Verbindung mit einer eventuellen Düngung die Vollbaumernte eine sinnvolle Bewirtschaftungsstrategie zur Reduzierung der Nitrateinträge in die Gewässer sein.

6 Modellansätze zur Regionalisierung der Sickerwasserqualität

Zur flächenhaften Abschätzung der Sickerwasserqualität im Rahmen der Modellanwendungen von Silvaqua wird das Modell VSD (Very Simple Dynamic) eingesetzt (Posch et al. 2003). Dieses Modell ist in der VSD-Studio Version im Internet (www.mnp.nl/cce/methmod/) frei verfügbar und wird laufend weiterentwickelt und aktualisiert. Diese Modell ist über mehrere Schnittstellen (PROFILE, DepoSilva, WASIM-ETH, Kalkungsmodul) direkt in das accessbasierte Steuerzentrum integriert worden, so dass eine Berechnung der Modellparameter für beliebig viele Standorte automatisiert durchführbar ist. Dieses Modell ist die dynamische Erweiterung der einfachen Massenbilanzmodelle nach Critical Load (Spranger et al. 2004) mit Prozessen wie Kationenaustausch und Stickstoffimmobilisierung. Somit besteht VSD aus zahlreichen Massenbilanzgleichungen, die die Eintragungssituation in den Boden und die Stoffausträge in das Gewässer beschreiben. Die Chemie der Bodenlösung ist im VSD-Modell ausschließlich mit den atmosphärischen Nettoeinträgen (Deposition – Nettoaufnahme – Nettoimmobilisierung) und den im Boden stattfindenden geochemischen Umsetzungen (CO₂-Gleichgewicht, Silikat- und Karbonatverwitterung, Kationenaustausch) verknüpft. Die Wechselwirkungen im Boden werden mit Prozessen beschrieben die entweder von Massenstrom abhängig sind (Pflanzenaufnahme, Verwitterung) oder über Gleichgewichtsreaktionen (z.B. Kationenaustausch) beschrieben, wobei der Austausch von Al-, H, Ca, Mg, und K entweder mit Gaines-Thomas- oder Gapon-Gleichungen beschrieben werden kann.

Da es sich bei VSD um ein einfaches Einschichtmodell handelt, ist es notwendig, die Leitprofile zu einem einzigen Profil zusammenzufassen. Dieses erfolgt im Steuerungsmodul nach den bei (Spranger et al. 2004) beschriebenen Regeln. Die Ableitung der weiteren Eingangsdaten erfolgt nach den Critical Loads Verknüpfungsregeln (Nagel & Gregor 1999, Spranger et al. 2004).

Die Abb. 22 zeigt regionalisierte Stickstoffkonzentrationen im Sickerwasser im Einzugsgebiet der Langen Bramke in den Jahren 1991 und 1998. Hierbei handelt es sich um zwei Jahre die wasserhaushaltlich zwei Extremsituationen darstellen (vgl. Kapitel 4). Die oberen beiden Teilabbildungen zeigen dies für die rekonstruierten Fichten und die unteren beiden Abbildungen präsentieren entsprechendes für eine hypothetisches Bestandesentwicklung eines Buchenszenarios (Pflanzung von Buchen nach dem Kalkschlag 1950 mit der Ertragsklasse II (Schober 1972)). Bei beiden Baumarten zeigen die Berechnungen eine Verbesserung der Sickerwasserqualität zwischen den Jahren 1991 und 1998. Diese ist überwiegend das Resultat der verbesserten großräumlichen Belastungssituation im Untersuchungsgebiet (Meesenburg et al. 1995, Schöpp et al. 2003) (vgl. auch Abb. 9). Die Unterschiede zwischen den Baumarten sind sehr gering und liegen im Bereich der Modellunsicherheiten, so dass sie nicht überinterpretiert werden sollten. Die Ergebnisse unterstreichen die Notwendigkeit einer zielgerichteten und räumlich optimierten Maßnahmenplanung im Sinne der in Kapitel 3.6 getroffenen Aussagen,

da die Lange Bramke im Vergleich zu anderen Gebieten und Einzugsgebieten (vgl. auch Abb. 14) als sehr gering belastet anzusprechen ist. Weiterhin, zeigen die modellierten Sickerwasserkonzentrationen, dass trotz hoher N-Deposition (vgl. Kapitel 3.6) die Qualität des unter Wald gebildeten Grundwassers nach wie vor noch sehr gut ist (vgl. auch Abb. 14). Diese ist auf die sehr hohe reale N-Immobilisation bei den gegenwärtigen Bedingungen mit versauerten Böden und anhaltend hohen N-Einträge zurückzuführen. So ermittelten (Brinkmann & Nieder 2002) für Kiefernbeständen in Niedersachsen Immobilisierungsraten von 25-30 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Bei (Matzner 1988) wurden für einen Fichtenbestand im Solling sogar Raten von bis zu 82 kg ha⁻¹ a⁻¹ angegeben. Zu vergleichbaren Ergebnissen kommen auch zahlreiche weitere Untersuchungen, so dass hierbei von einem flächenhaften Prozess auszugehen ist. Wie lange dieses Speicherpotenzial der Waldböden noch ausreicht, um die auch aktuell noch hohen Stickstoffeinträge aufzunehmen, ist unklar. Daher sollte die Forstwirtschaft eine dauerhafte Sicherung der Grundwasserqualität durch gezielte Bewirtschaftung unterstützen. Wie eine solche gezielte Bewirtschaftung aussehen könnte zeigt beispielhaft die Abb. 25. Dieser Modellansatz liefert der Wasserwirtschaft für eine Bestandaufnahme und Lokalisierung der aktuellen Belastungssituation des Sickerwassers und möglicher Entwicklungen seiner Qualität. Der Forstwirtschaft gibt es Hinweise für die Planung der forstlichen Maßnahmen in Hinblick auf eine Minimierung der Nitratausträge. Welche Maßnahmen ergriffen werden können, wird im folgenden Kapitel dargestellt.

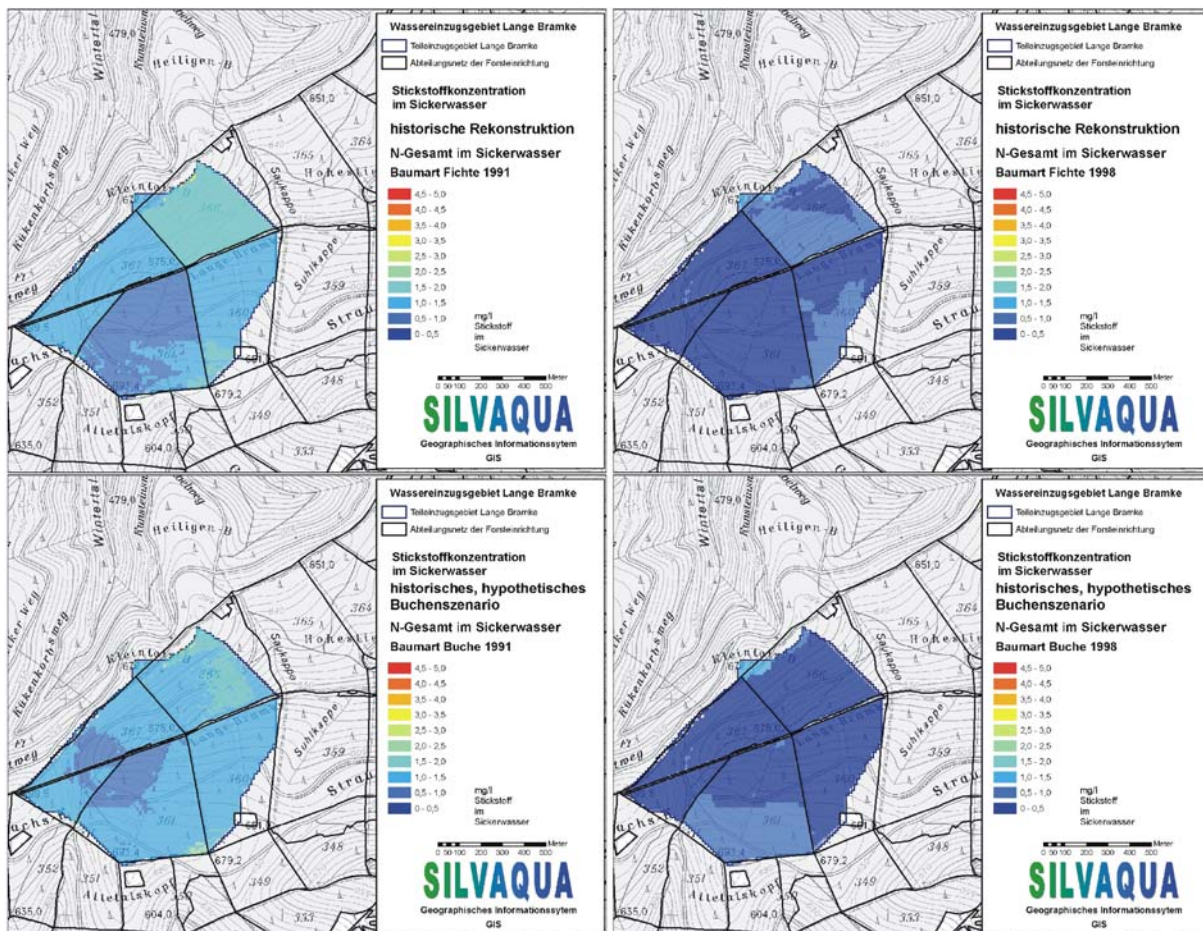


Abb. 24: Regionalisierte Stickstoffkonzentration im Sickerwasser der Langen Bramke zu unterschiedlichen Zeitpunkten und unterschiedlichen Bestockungen (nähere Erläuterungen siehe Text).

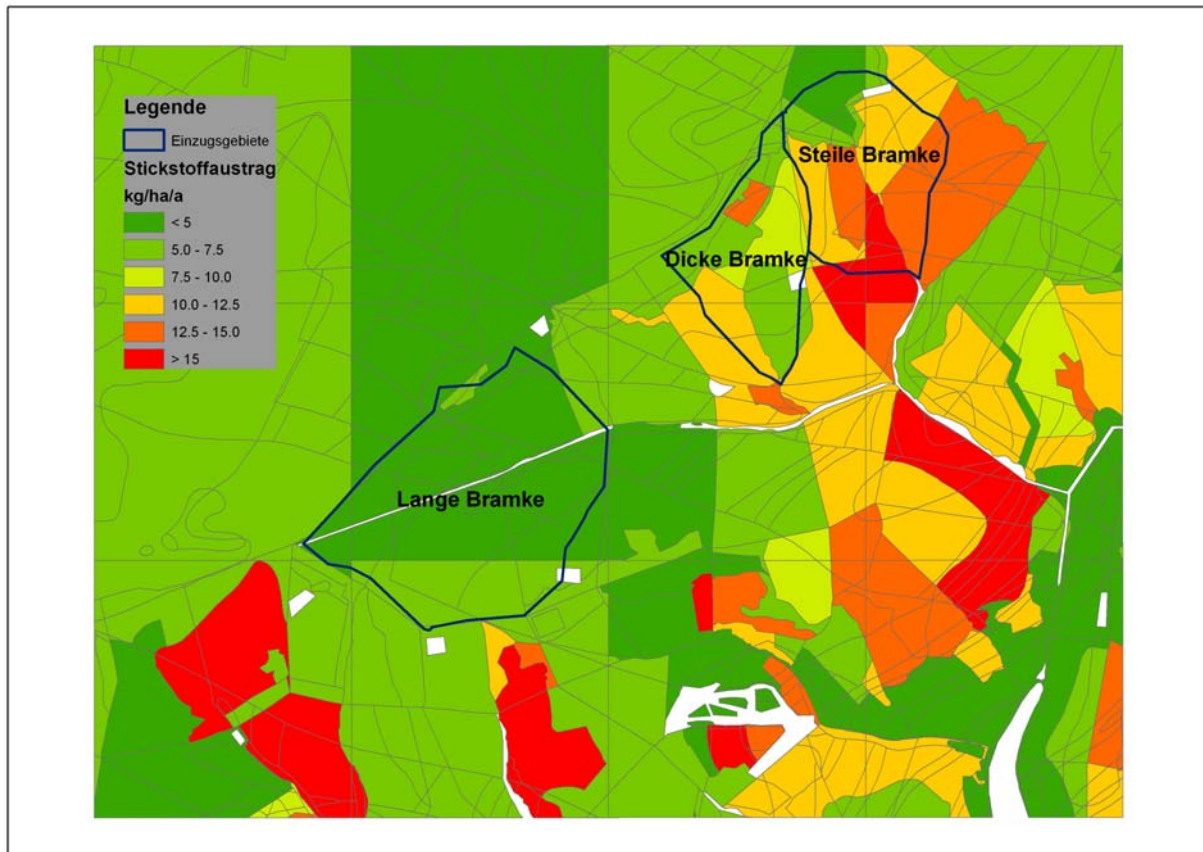


Abb. 25: Regionalisierte Stickstofffrachten in den Einzugsgebieten der Großen Bramke (1990)

7 Modellansätze zur Regionalisierung von Modellparametern

7.1 Regionalisierung der effektiven Durchwurzelungstiefe

Die effektive Durchwurzelungstiefe ist von zentraler Bedeutung zur Ableitung von Kenngrößen die den Wasser- und Stoffhaushalt von Forststandorten beschreiben. Im Rahmen der Regionalisierungen wurde die Verknüpfungsregel 6.1.17 des Niedersächsischen Bodeninformationssytemes (Müller 2004) ausgewählt und datenbanktechnisch umgesetzt. Als Eingangsdaten finden bei dieser Regel Bodenart, Festgestein, Bodentyp, Niederschlag, Baumart und das Bestandesalter Berücksichtigung. Die Abb. 23 zeigt die Regionalisierung dieser Regel auf den Nordharz. Der undifferenzierte Bereich im Nordwesten der Karte resultiert aus dem Fehlen von Forsteinrichtungsdaten (Stadtforst Goslar). Hier dient als Grundlage der CO-RINE Datensatz. Bei den Bereichen mit einer effektiven Durchwurzelungstiefe von 30 bis 50 cm handelt es sich um vernässte Standorte, bei denen die Tiefe durch Gr- oder Hr-Horizonte begrenzt wird.

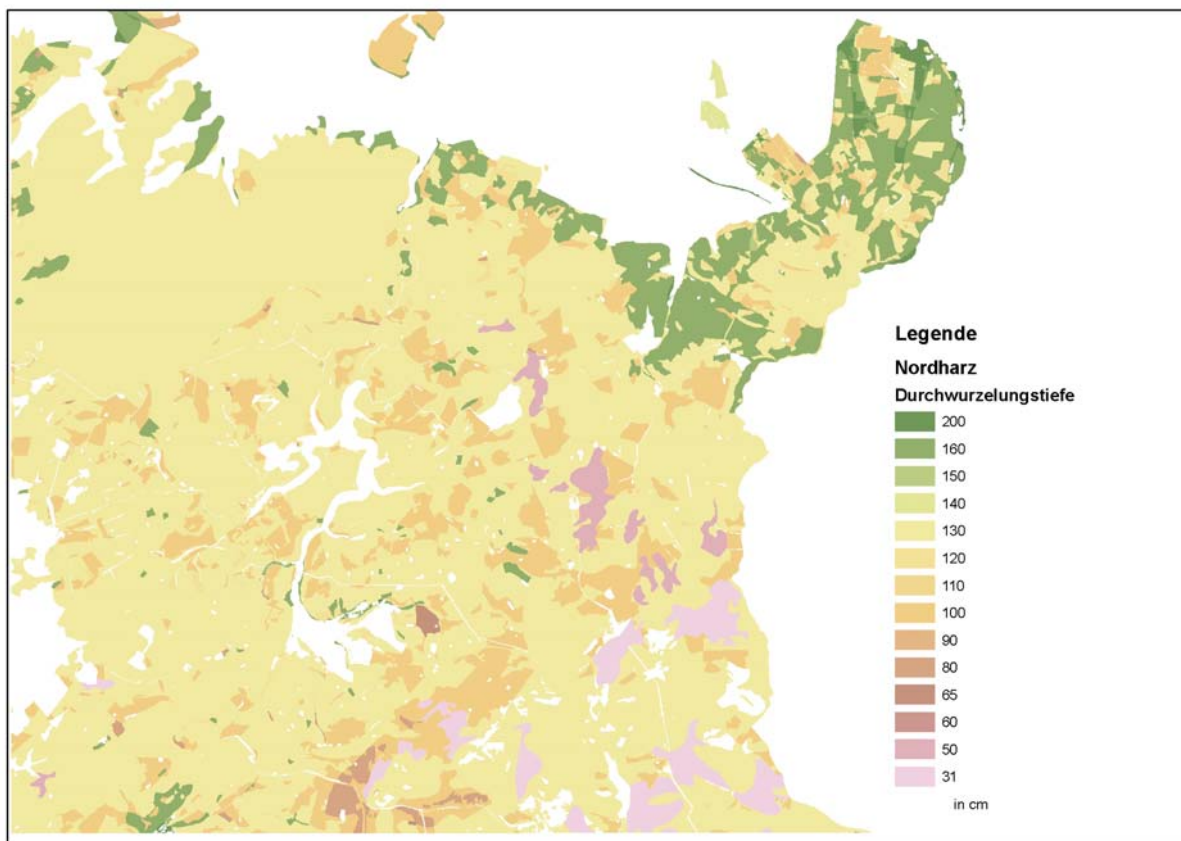


Abb. 26: Regionalisierung der effektiven Durchwurzelungstiefe für den Nordharz

8 Kalkungsmodul

Die Waldböden in Mitteleuropa sind infolge menschlicher Nutzungen und atmosphärischer Säureeinträge an austauschbaren basischen Kationen verarmt. Entsprechend zeigen auch die BZE-Daten bundesweit niedrige Sättigungsgrade im Oberboden (Riek & Wolff 1996). Regional sind die Verhältnisse im Harz besonders schlecht. So wiesen 37% alle von (Eberl 1998) ausgewerteten Harzprofile eine Basensättigung von weniger als 5% auf. Weitere 45% lagen zwischen 5 und 15%.

Durch verschiedene Maßnahmen zur Luftreinhaltung sind die Säureeinträge zurückgegangen (Fowler et al. 2007); gleichzeitig jedoch auch die Deposition von K, Mg und Ca, so dass die Basensättigung weiter absinken kann. Hinzu kommt die steigende Nachfrage nach Energieholz, die zusätzlich Ansprüche an den Nährstoffstatus der Wälder stellt. Der Oberharz mit seiner vorwiegend forstlichen Nutzung ist potentiell besonders stark von solchen Anpassungen der Holznutzung betroffen. Hieraus ergibt sich zwangsläufig ein Konfliktpotential zwischen dem Nährstoffkreislauf, der Nachhaltigkeit, dem Boden, der Forstwirtschaft, dem Natur- und Klimaschutz. Die Vielzahl der Interessen aber auch der Einflussfaktoren auf den chemischen Bodenzustand erfordert einen integrativen Ansatz zur räumlichen Optimierung der Bodenschutzkalkung im Wald.

Im Sinne der dynamischen Erweiterung eines einfachen Massenbilanzansatzes sind in dem hier beschriebenen Modellverbund verschiedene Modelle so mit einander gekoppelt, dass die Basensättigung bilanziert und darauf aufbauend Kalkungsempfehlungen gegeben werden können (vgl. Abb. 27). Die Funktionsweise der verschiedenen Modellbausteine ist in den vorherigen Kapitel detailliert beschrieben.

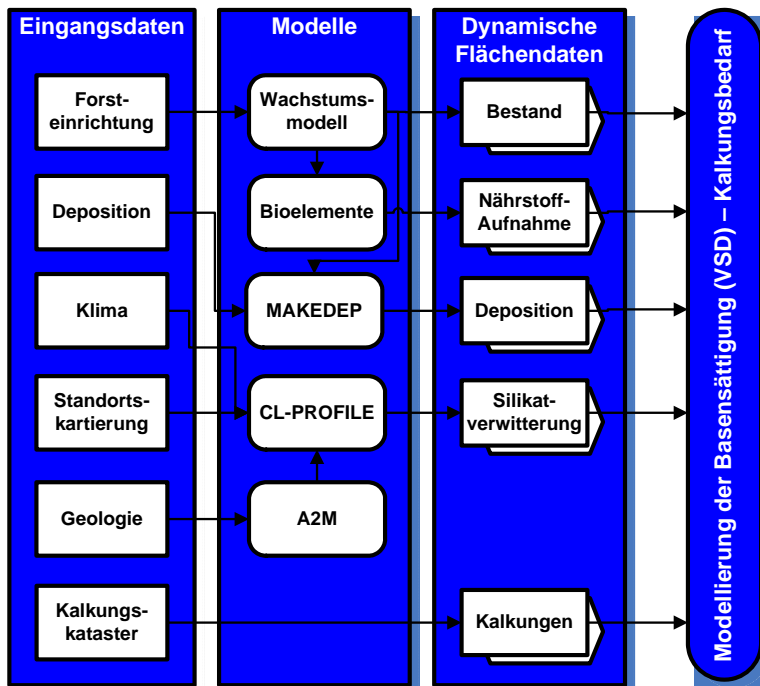


Abb. 27: Aufbau des Modellierungssystems zur Kalkungsplanung

Elementeinträge basischer Kationen durch Kalkungen (Menge und Zusammensetzung) werden über das Kalkungskataster abgeschätzt. Der zeitliche Verlauf der Kalkauflösung wird standortsunabhängig durch eine einfache Exponentialfunktion (Kinetik 1. Ordnung) beschrieben (Kreutzer 1995). Die im Verlauf des Lösungsprozesses freigesetzte Kalkmenge wird auf jährlicher Basis als Eintrag zu den Depositionseinträgen der jeweiligen basischen Kationen (Ca, Mg) addiert und anschließend an das Versauerungsmodell VSD (Posch et al. 2003) übergeben. Dieses Modell berechnet unter Einbeziehung der übrigen Eingangsdaten der übrigen Teilmodelle dann die Zielgröße Basensättigung.

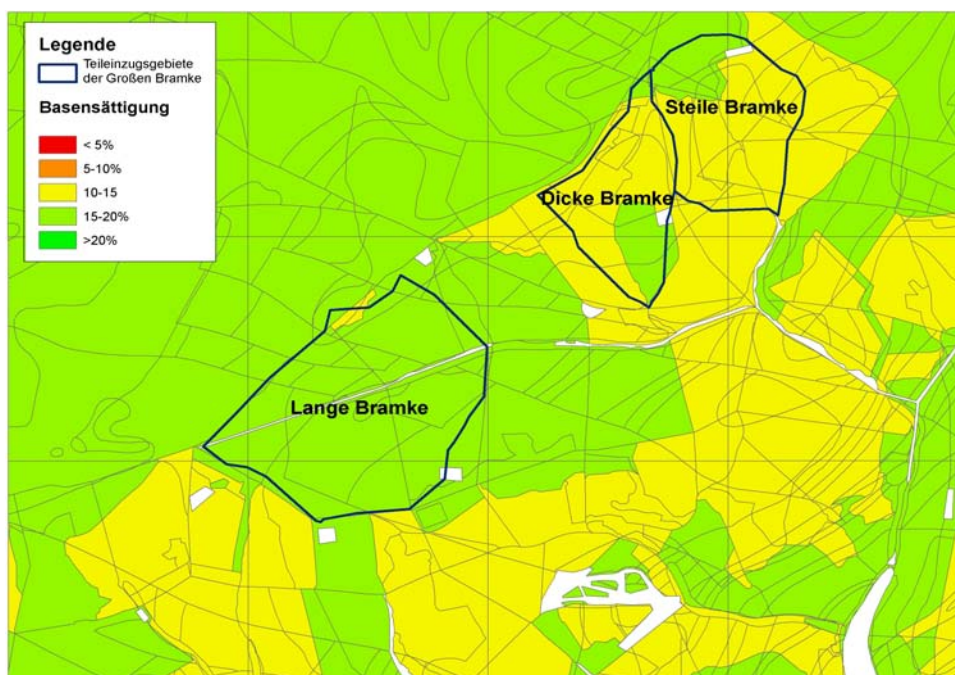


Abb. 28: Regionalisierte „mittlere Basensättigung“ für den Wurzelraum im Jahr 1970.

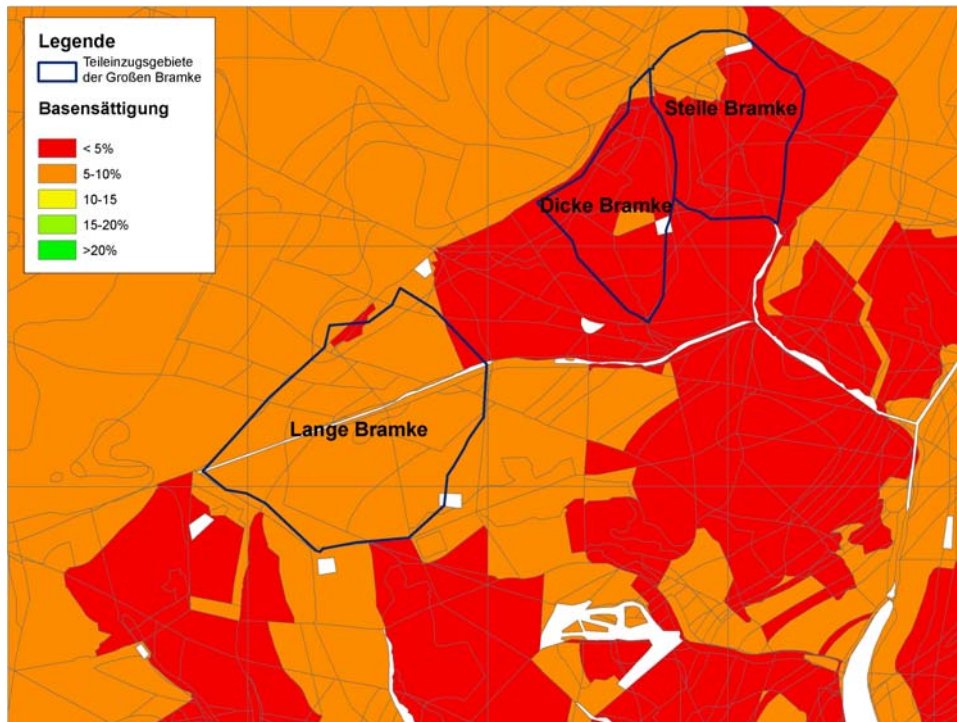


Abb. 29: Regionalisierte „mittlere Basensättigung“ für den Wurzelraum im Jahr 1970.

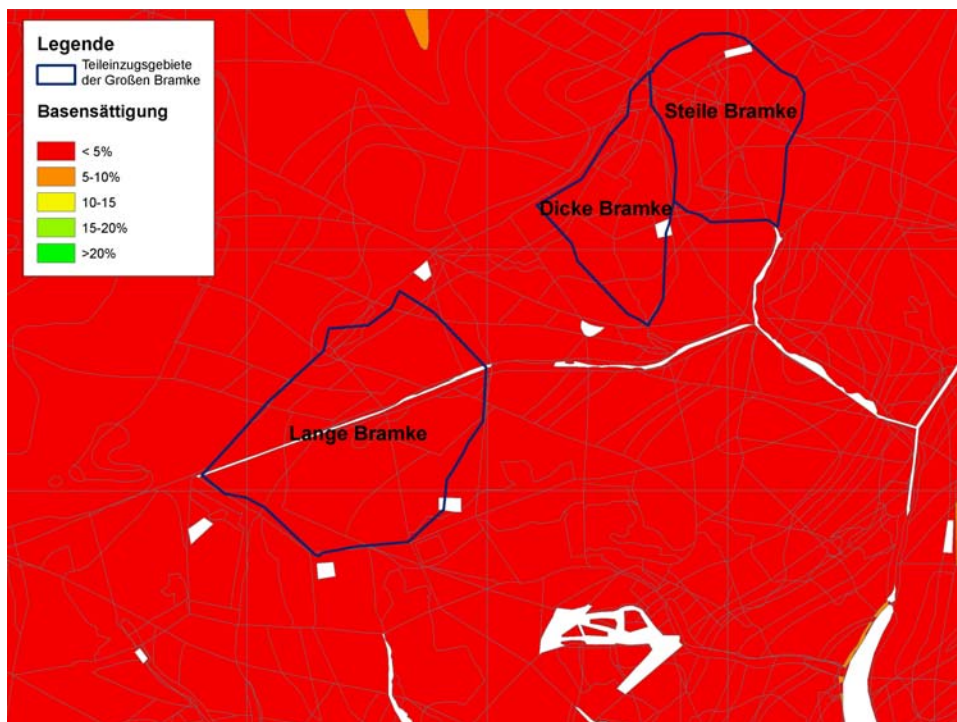


Abb. 30: Regionalisierte „mittlere Basensättigung“ für den Wurzelraum im Jahr 1970.

Da noch keine aktuellen Daten zum Kalkungskataster vorliegen, kann an dieser Stelle nur die generelle Funktionsweise dokumentiert werden (vgl. Abb. 28-Abb. 30). Der Verlauf der Basensättigung zeigt für ungekalkte Standorte eine plausible zeitliche Entwicklung im Vergleich mit den gemessenen Werten der Level II-Fläche in der Langen Bramke. Die verwendeten Leitprofile der BÜK 50 werden in Zukunft durch Profile ersetzt, die aus der Standortkartierung abgeleitet werden sollen.

Insgesamt kann jedoch vor dem derzeitigen Erfahrungsstand gesagt werden, dass das in das Stoffhaushaltsmodell integrierte Kalkulationsmodul eine verbesserte an die Standorte und deren Nutzungen angepasste Bodenschutzkalkung ermöglicht. Somit keine eine weitere Maßnahme zur Verbesserung der Gewässergüte im sinnvollen Kontext mit den übrigen Maßnahmen modellhaft abgebildet werden. Allerdings werden weitere Validierungsarbeiten notwendig sein, um den Ansatz für breite Anwendungen einzusetzen.

9 Effizienz forstlicher Maßnahmen zum Gewässerschutz

In Hinblick auf eine langfristige Bilanzierung des Stickstoffkreislaufes von bewirtschafteten Waldökosystemen sind neben der Baumartenwahl die gewählten Nutzungs-/Bewirtschaftungsvarianten von Bedeutung (Asche et al. 2007). Daher erfordert eine zweckmäßige Bewertung verschiedener forstlicher Maßnahmen die dynamisch Modellierung aller vorab beschriebenen Kenngrößen des Stickstoffhaushaltes unter Berücksichtigung der historischen Eintrags- und Nutzungssituation.

Die Abb. 27 zeigt die Zeitreihen der flächengemittelten Stickstofffrachten im Abfluss der Langen Bramke für verschiedene forstliche Maßnahmen. Die dargestellten Effekte machen deutlich, dass sehr großer Anteil der Stickstoffvorräte in Reisig und Ästen gespeichert wird. Die Simulationen zeigen, dass durch die zusätzliche Nutzung des Holzes der Baumkronen der Stickstoffexport aus den Beständen gegenüber der konventionellen Nutzungsvariante deutlich erhöht werden und somit die Austragsgefährdung reduziert werden kann. Eine solche Reduzierung der Nitratausträge mit dem Sickerwasser verhindert auch eine Beschleunigung der Bodenversauerung und damit die Weiterverlagerung von Schwermetallen und Aluminium Richtung Grundwasser.

Der Effekt der intensivierten Biomassenutzung kann in Abhängigkeit von den Standortverhältnissen sogar wirtschaftlich und energiepolitisch (energetische Nutzung des exportierten Holzes) attraktiver sein als ein kostenintensiver vorzeitiger Waldumbau. In besonders stark belasteten Gebieten kann durch einen zusätzlichen Umbau mit zuwachsstärkeren (Douglasien) und immissionsmindernden Baumarten (Buchen) der Stickstoffentzug weiter erhöhte werden, so dass eine zusätzliche Option zur nachhaltigen Sicherung der Qualität der Gewässer besteht. Diese Maßnahmen sollten zielgerichtet eingesetzt werden (vgl. Kapitel 3.6.3) und auf nährstoffschwachen Standorten nur in Verbindung mit meliorativen Maßnahmen (vgl. Kapitel 8 durchgeführt werden).

Bedarf zur Weiterentwicklung dieser dynamischen Modellansätze besteht insbesondere noch bei der Datenverfügbarkeit und der Berücksichtigung baumartenspezifischer Zusammenhänge hinsichtlich der Austragssituation (Rowe et al. 2006).

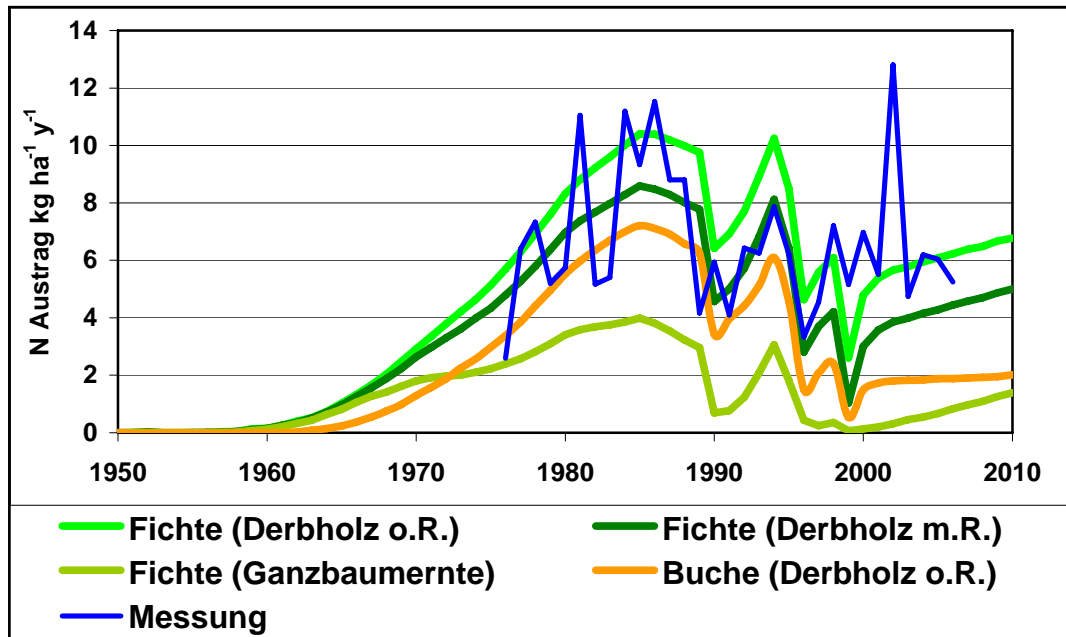


Abb. 31: Szenarien verschiedener forstlicher Maßnahmen zum Gewässerschutz (Abfluss Lange Bramke)

10 Zusammenfassung und Ausblick

Für die Beurteilung der Auswirkungen waldbaulicher Maßnahmen auf die flächenhafte Schadstoffbelastungssituation des Grundwasser im Sinne der EG-WRRL wurde für die bewaldeten Teile des Einzugsgebietes der Oker ein Modellkonzept entwickelt und durch die Kopplung mehrerer dynamischer und semidynamischer Modelle realisiert.

In einem ersten Schritt ermöglicht der Modellansatz die Lokalisierung von prioritären Suchgebieten für eine Maßnahmenoptimierung im Sinne der EG-WRRL. Eine erste differenzierte Abschätzung der Belastungssituation wurde für den gesamten Nordharz durchgeführt. Die Plausibilität und Übertragbarkeit des neu entwickelten Ansatzes wurde anhand der drei Einzugsgebietes der Großen Bramke (Lange Bramke, Steile Bramke und Dicke Bramke) überprüft und dokumentiert.

Neben der Lokalisierung stellt das Modellkonzept weitere Modelle und Methoden bereit, um einzelne waldbauliche Maßnahmen hinsichtlich ihrer Auswirkungen und Erfolgsaussichten planerisch zu bewerten. Dieses wurde beispielhaft für die Baumartenwahl, die Altersstruktur oder Erntevarianten dargestellt. Die Ergebnisse zeigen auch, dass bei anhaltend hohen atmosphärischen Eintragsbelastungen die waldbaulichen Möglichkeiten zu Verbesserung der Gewässerqualität beschränkt sind. Es kann jedoch mit dem hier präsentierten Instrumentarium eine mittel- und maßnahmenoptimierte Planung für besondere Risikogebiete durchgeführt werden. Diese schließt auch eine effiziente Kalkungs- und Düngungsplanung ein.

11 Anhang

Tabelle 16: Zuordnung der Muttergesteinsklassen zu den Bodeneinheiten der BÜK-100 (Hartwich et al. 1995, Nagel et al. 2004).

BÜK-NUM	Bodeneinheit	Muttergesteins- klasse
1	Podsol-Regosol aus trockenen Sanden im Küstenbereich	1
2	Mariner Watterboden, Schlickseewatt im Gezeitenbereich der Nordsee	0
3	Kalkmarsch aus marinen Ablagerungen	4
4	Kleimarsch aus brackischen Ablagerungen und Kleimarsch aus fluviatilen Ablagerungen	2
5	Kleimarsch aus brackischen Ablagerungen und Kleimarsch aus fluviatilen Ablagerungen	2
6	Niedermoor	0
7	Hochmoor	0
8	Auenboden (Auengley-<Brauner>Auenboden) aus lehmigtonigen, oft kalkhaltigen Auensedimenten	3
9	Auenboden (Auengley-<Brauner>Auenboden) aus lehmigtonigen, oft kalkhaltigen Auensedimenten	4
10	Auenboden (Auenregosol) aus sandigen Flußsedimenten	3
11	Auenboden (Auengley-Auenbraunerde) aus lehmig-tonigen Flußsedimenten	3
12	Gley aus sandig-lehmigen Sediementen der Urstromtäler und Niederungen	1
13	Pararendzina aus kalkhaltigen, lehmigen Hochflut- und Auenablagerungen	4
14	Parabraunerde aus sandig-lehmigen Deckschichten auf eiszeitlichen Schotterplatten	3
15	Gley-Parabraunerde aus lößbedeckten Terrassenablagerungen	2
16	Braunerde aus lehmigen u. sandig-lehmigen Flußablagerungen	1
17	Gley-Podsol aus sandigen Flußablagerungen	1
18	Parabraunerde aus lößvermischten Tertiärablagerungen	2
19	Parabraunerde aus Geschiebelehm	3
20	Parabraunerde-Tschernosem aus Geschiebemergel	3
21	Parabraunerde aus lehmig-sandigen, kalkhaltigen Moränenablagerungen	4
22	Pseudogley aus Geschiebedecksand über Geschiebelehm	2
23	Gley-Pseudogley aus lehmig-sandigem Geschiebemergel	3
24	Pseudogley-Tschernosem aus Geschiebelehm mit lehmig-sandiger Deckschicht	3
25	Podsol-Parabraunerde aus sandigen Deckschichten über Geschiebelehm	1
26	Fahlerde aus sandigen Deckschichten über Geschiebelehm	2
27	Bänder-Parabraunerde aus sandig-lehmigen Bildungen in Endmoränengebieten	3
28	Podsolige Pseudogley-Braunerde aus Geschiebedecksand und Geschiebelehm	1
29	Braunerde-Pseudogley aus Deckschichten über Geschiebelehm	1
30	Podsolige Braunerde aus kalkhaltigen, lößvermischten Moränenablagerungen	3
31	Braunerde-Podsol aus trockenen, nährstoffarmen Sanden	1
32	Braunerde aus nährstoffreichen Sanden	2
33	Eisenhumuspodsol aus nährstoffarmen Sanden	1
34	Regosol aus trockenen, nährstoffarmen Sanden	1
35	Pararendzina aus Löß	4
36	Tschernosem aus Löß	4
37	Braunerde-Tschernosem aus Löß	3
38	Pseudogley-Tschernosem aus Löß	3

39	Tschernosem des Oberrheintals aus Löß	3
40	Tschernosem-Parabraunerde aus Löß	2
41	Parabraunerde-Tschernosem aus Löß	2
42	Fahlerde aus Löß	2
43	Prabraunerde-Pseudogley aus Löß	2
44	Parabraunerde aus lößvermischten Verwitterungsprodukten von Silikatgesteinen	1
45	Braunerde aus sandvermischem Löß	1
46	Bänder-Parabraunerde aus Sandlöß	1
47	Braunerde aus basaltgrushaltigem Lößlehm	2
48	Pseudogley aus Löß	1
49	Rendzina aus Verwitterungsprodukten von Kalk-, Mergel- und Dolomitgesteinen	4
50	Braunerde-Terra fusca aus lehmig-tonigen Verwitterungsprodukt von Kalk-, Mergel- und Dolomitgesteinen	4
51	Braunerde-Pelosol aus Verwitterungsprodukten von Mergel- und Tongesteinen	3
52	Braunerde aus Mergelgesteinen und kalkhaltigen Schottern	3
53	Braunerde aus basischen und intermediären magmatischen Gesteinen	3
54	Braunerde aus basenreichen Tuffen	3
55	Braunerde aus sauren magmatischen metamorphen Gesteinen	1
56	Braunerde aus lößvermischten Verwitterungsprodukten saurer bis intermediärer Gesteine	1
57	Podsolige Braunerde aus sauren magmatischen und metamorphen Gesteinen	1
58	Pseudogley-Braunerde aus lößvermischten Verwitterungsprodukten von Schluff- oder Tongesteinen	2
59	Braunerde aus lößvermischten Verwitterungsprodukten von harten Ton- und Schluffgesteinen	1
60	Podsol-Braunerde aus Verwitterungsprodukten von Harten Ton- und Schluffgesteinen	1
61	Braunerde aus quarzitären Sandsteinen und Konglomeraten	1
62	Podsolige Braunerde aus lößhaltigen Deckschichten über Sandstein und Quarzit	2
63	Braunerde-Podsol aus basenarmen Sandsteinen und Quarziten	1
64	Parabraunerde-Pseudogley aus lößvermischten Deckschichten über Sandstein und Quarzit	1
65	Parabraunerde aus Lößlehm über unterschiedlichen Gesteinen	2
66	Braunerde-Pelosol aus lößvermischten Verwitterungsmaterialien unterschiedlicher Gesteine	4
67	Rotplastosol der tertiären Bodenbildung	2
68	Pseudogley-Pararendzina aus Verwitterungsprodukten von Kalk- und Dolomitgesteinen	3
69	Syrosem aus Kalk- und Dolomitgesteinen	4
70	Pararendzina aus anthropogenen Ablagerungen (Anthrosol)	1
71	Lockersyrosem (Auftragsboden) auf Kippenflächen	1

Tabelle 17: Vergleich der durchschnittlichen chemischen Gesteinszusammensetzung mit Angaben aus der Literatur

Gestein	SiO ₂	Al ₂ O ₃	MnO	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	P ₂ O ₅	Ort	Quelle
Quarz-Sandsteine	93,50	1,90	0,00	0,40	0,70	0,00	0,00	0,05	Harz	7
Quadersandstein	98,48	1,12	0,00	0,00	0,06	0,01	0,10	0,00	Wehlen	8
Tertiärsandstein	90,32	3,27	0,00	1,41	0,12	0,17	0,80	0,04	Neusiedl	4
Kieselschiefer	88,55	4,54	0,05	0,84	0,30	0,13	1,09	0,15	Lerbach	12
Kulmydite	87,39	5,76	0,23	0,76	0,25	0,26	1,07	0,08	Harz	4
Kieselgestein	86,38	4,25	0,08	0,62	0,24	0,17	1,05	0,07	Oberalb	4
Quarzit	91,17	3,71	0,00	0,25	0,19	0,42	0,86	0,17	Mittelgebirge Sachsens	8
Quarzgneis	91,50	4,00	0,05	0,37	0,10	0,79	1,19	0,06	Oberhammersbach	11
Mittelwert	90,91	3,57	0,05	0,58	0,25	0,24	0,77	0,08		
Standardabweichung	3,84	1,48	0,08	0,43	0,20	0,26	0,46	0,06		
Sand und Kies-Gruppe	89,13	4,25	0,01	0,15	0,14	0,20	1,11	0,03	Deutschland	6
Illitische Tone	53,57	24,17	0,03	2,53	1,90	0,17	6,17	0,00	Harz	7
Buntsandstein-Ton	58,20	20,30	0,04	3,80	1,20	1,70	4,90	0,20	Hämelwald	4
Lias Ton	53,63	20,11	0,00	4,82	2,72	0,25	3,57	0,24	Göttingen	4
Tonstein	58,90	16,70	n.b.	2,60	2,20	1,60	3,60	n.b.	Nord-Ost-Bayern	5
Mittelwert	56,07	20,32	0,02	3,44	2,01	0,93	4,56	0,15		
Standardabweichung	2,87	3,05	0,02	1,09	0,63	0,83	1,24	0,13		
Ton-Schluff-Gruppe	56,20	16,47	0,04	1,77	1,72	0,74	2,74	0,09	Deutschland	6
Geschiebelehm	77,04	6,16	0,04	0,69	3,71	0,49	1,57	0,07		6
Mergel-Gruppe	39,91	8,00	0,04	1,00	20,98	0,51	1,43	0,09		6
Kalkstein	4,27	0,96	0,04	1,51	45,88	0,10	0,16	0,04		6
Gips	0,39	0,03	0,01	2,60	32,91	0,06	0,01	0,01		6
Grauwacken	66,70	13,50	0,10	2,10	2,50	2,90	2,00	0,20	x	10
Kulmgrauwacke	70,70	13,53	0,10	1,53	1,30	3,17	1,80	0,23	Harz	4
Grauwacken-Gruppe	71,20	13,65	0,05	1,43	0,19	2,41	1,78	0,10	Deutschland	6
Feinkörniger Unterdevonsandstein	87,01	6,80	0,14	0,47	0,30	0,05	1,77	0,09	Rammelsberg	4
Mittlerer Bundsandstein	87,60	6,30	0,02	0,50	0,70	1,60	2,00	0,10	Salzdetfurth	4
Sandsteine des Unterdevons	80,54	8,95	0,08	0,99	0,62	0,58	1,73	0,11	Harz	7
Rotliegend-Sandstein	83,40	7,80	0,00	0,60	1,40	0,60	1,90	0,00	Harz	7
Sandstein-Gruppe	78,70	4,80	0,00	1,20	5,50	0,50	1,30	0,00		10
Tonschiefer	49,06	18,18	n.b.	1,30	3,32	2,67	2,36	n.b.	NO-Bayern	5
Tonschiefer des Mitteldevon	51,79	15,55	0,13	4,46	6,53	0,83	3,34	0,17	Königsee b. Goslar	4
Tonschiefer des Oberdevon	43,15	14,58	0,71	4,10	9,29	0,14	3,81	0,16	Junkernberg b. Goslar	4
Tonschiefer des Devons	64,15	14,22	0,17	3,03	2,05	1,33	3,46	0,18	Harz	7
Tonschiefer des Unterkarbons	52,00	17,40	0,70	5,60	0,90	2,30	4,00	0,20	Harz	7
Mittelwert	52,03	15,99	0,43	3,70	4,42	1,45	3,39	0,18		
Standardabweichung	7,66	1,74	0,32	1,62	3,44	1,04	0,64	0,02		
Tonschiefer-Gruppe	58,90	16,70	0,09	2,60	2,20	1,60	3,60	0,16		10

Biotitgranit	70,99	13,39	0,00	1,34	1,65	3,56	3,45	0,19	Hammermühle	8
Brambacher Granit	71,45	14,61	0,02	0,44	0,73	4,10	5,18	0,24	Brambach	8
Bergener Granit	73,77	14,30	0,00	0,36	0,58	4,76	4,56	0,22	Bergen	8
Kirchberger Granit	75,12	13,12	0,00	0,28	0,91	3,43	4,27	0,63	Kirchberg	8
Eibenstocker Granit	73,39	13,71	0,02	0,55	0,96	3,57	4,24	0,52	Eibenstock	8
Granite von Schneeberg und Schwarzenberg	70,63	15,39	0,00	0,29	1,56	3,40	4,70	0,59	Schnee- berg/Schwarzenberg	8
Granite von Geyer und den Greifensteinen	72,09	15,97	0,01	0,64	0,82	2,51	5,06	0,24	Geyer	8
Altenberger Granite	74,18	13,00	0,02	0,76	0,72	3,33	4,56	0,26	Altenberg	8
Gottleubaer Turmalin- granit	75,97	12,57	0,00	0,15	0,70	3,49	4,77	0,21	Gottleuba	8
Markersbacher Granit	75,77	12,42	0,00	0,22	0,78	3,63	4,51	0,01	Markersbach	8
Bobritzscher Granit	69,10	15,97	0,11	1,05	1,73	3,43	4,21	0,24	Bobritzsch	8
Fleyher Granit	67,20	15,48	0,00	1,17	2,30	3,70	4,02	0,83	Fleyher	8
Rumburger Granit	74,66	13,25	0,00	0,44	0,71	3,69	4,22	0,30	Lausitz	8
Lausitzer Stockgranit	75,75	12,52	0,01	0,17	0,74	3,57	4,73	0,02	Lausitz	8
Granitporphyr	68,21	14,58	0,03	0,68	1,11	3,20	5,83	0,19	osterzgebirgisch	8
Aplitgranit	75,70	13,17	0,00	0,15	0,92	3,59	4,77	0,00	Königshain	9
Ganggranit	74,02	13,90	0,00	0,24	0,77	4,53	4,41	0,00	Klosterhäuser	9
Aplitgranite	76,03	11,76	0,00	0,27	0,45	3,36	5,61	0,00	Eisenach	9
Normalgranit	66,03	15,68	0,00	1,56	2,89	3,70	4,06	0,18	Demitz	9
Engelburgit	65,31	16,48	0,08	1,42	3,48	3,55	3,23	0,32	Fürstenstein	9
Schluchsee-Granit	71,30	14,30	0,05	0,72	1,05	3,28	5,32	0,12	Schluchsee	11
Oberkircher Granit	68,90	15,60	0,04	1,36	1,31	3,02	5,46	0,16	Ulm	11
Oberkircher Granit	63,20	16,65	0,06	1,73	3,07	3,35	5,46	0,16	Sasbachwalden	11
Bährhalde-Granit	75,40	13,60	0,03	0,17	0,31	3,38	5,01	0,19	Südschwarzwald	11
Melagranit	60,10	16,67	0,05	3,60	1,37	2,66	8,31	0,85	Durbach	11
Granitporphyr	68,13	14,88	0,05	1,66	1,54	3,10	5,20	0,21	Villingen	11
Granit	70,35	14,69	0,00	0,76	2,50	2,74	4,83	0,00	Nord-Ost-Bayern	5
Triberger Granit	69,19	14,12	0,00	1,66	1,58	1,81	8,45	0,15	Schwarzwald	3
Bährhaldegranit	75,40	13,60	0,00	0,17	0,31	3,38	5,01	0,19	Schwarzwald	3
Aplitgranit	75,70	13,17	0,00	0,15	0,92	3,59	4,77	0,00	Fürstenstein	4
Granit	66,81	14,06	0,05	0,99	2,31	3,11	4,20	0,26	Brocken	7
Granit	74,47	13,08	0,03	0,23	0,88	2,88	5,51	0,07	Ilsestein	7
Granit	76,02	13,07	0,04	0,15	0,49	2,82	5,01	0,14	Ramberg	7
Granit	73,07	13,66	0,06	0,49	1,10	2,58	4,96	0,15	Ramberg	7
Oker-Granit	75,50	11,90	0,00	0,10	1,30	2,60	4,40	0,00	Oker	7
Mittelwert	71,68	14,12	0,02	0,75	1,27	3,33	4,92	0,22		
Standardabweichung	4,15	1,35	0,03	0,72	0,80	0,56	1,04	0,22		
Granit-Gruppe	73,90	13,80	0,05	0,26	0,72	3,50	5,10	0,14	Welt	10
anchimetamorpher										
Rhyolith	76,03	11,76	0,00	0,27	0,45	3,36	5,61	0,00	Eisenach	9
Paläo-Rhyolith	73,70	13,96	0,05	1,20	1,00	2,90	4,60	0,02	Leisberg	11
Rhyolith	72,23	12,92	0,06	0,64	0,40	3,76	5,91	0,02	Donnersberg	11
Rhyolith	70,62	14,58	0,06	0,89	0,42	1,18	6,63	0,04	Nohfelden	11
Rhyolith	72,60	12,00	0,10	1,10	1,20	5,75	0,30	0,16	Ostdeutschland	1
Rhyolithe	63,76	15,62	0,09	1,37	1,58	1,82	5,98	0,15	Harz	7
Alkali-Rhyolithe	75,74	12,48	0,07	0,63	0,45	0,90	6,61	0,05	Harz	7
Mittelwert	72,10	13,33	0,06	0,87	0,79	2,81	5,09	0,06		
Standardabweichung	4,15	1,43	0,03	0,38	0,48	1,69	2,22	0,06		
Rhyolith-Gruppe	73,70	13,50	0,03	0,32	1,10	3,00	5,40	0,07	Welt	10

Biotitgranodiorit	61,32	16,69	0,00	2,24	4,85	4,06	2,84	0,13	Leisnitz	8
Granodiorit	65,32	15,26	0,04	2,10	2,38	3,50	3,46	0,38	Leisnitz	8
Granodiorit	67,26	16,20	0,00	1,44	2,57	3,84	3,25	0,11	Klötitz	8
Granodiorit	67,40	14,32	0,03	2,20	0,78	3,46	4,03	0,16	Sahlassan	8
Hornblendegranodiorit	63,50	18,70	0,10	1,90	3,50	3,60	3,40	0,00	Gasern	8
Biotitgranodiorit	67,51	13,65	0,00	0,80	2,29	4,61	4,20	0,16	Zadel	8
Biotitgranodiorit	70,10	16,40	0,10	1,60	2,10	3,40	3,30	0,00	Seuslitz	8
Biotitgranodiorit	67,50	17,70	0,10	1,60	2,30	3,40	3,40	0,00	Bosel	8
Dohnaer Granodiorit	67,66	15,49	0,01	1,88	1,83	3,82	4,00	0,15	Lausitz, Elbtalschiefer- gebiet	8
Lausitzer Zweiglim- mergranodiorit	70,65	14,97	0,13	1,19	2,00	3,39	3,55	0,07	Lausitz	8
Lausitzer Granodiorite	65,66	15,76	0,07	1,69	2,92	3,52	3,46	0,19	Lausitz	8
Granodioritaplit	74,13	12,61	0,16	0,23	1,60	4,55	2,13	0,00	Odenwald	9
Quarzdiorit	61,86	15,35	0,00	3,50	4,88	3,06	3,18	0,63	Strehla	8
Quarzdiorit	62,62	13,88	0,20	1,48	4,31	4,65	1,29	0,07	Hunsrück	9
hybrider Granodiorit	65,31	16,48	0,08	1,42	3,48	3,55	3,23	0,32	Bayerischer Wald	9
Mittelwert	66,52	15,56	0,07	1,68	2,79	3,76	3,25	0,16		
Standardabweichung	3,48	1,58	0,06	0,73	1,20	0,49	0,74	0,17		
Granodiorit-Gruppe	66,90	15,70	0,07	1,60	3,60	3,80	3,10	0,21	Welt	10
Dazit	65,80	14,20	0,11	1,95	3,90	3,35	3,00	0,34	Ostdeutschland	1
Dazit	66,76	14,41	n.b.	2,01	3,64	3,02	2,51	0,39	Siebenbürgen	4
Dazit-Gruppe	63,58	16,67	0,11	2,12	5,53	3,98	1,40	0,17		10
Biotithornblendensyenit	59,59	16,67	0,00	2,31	5,83	2,88	3,20	0,92	Nixstein	8
hornblendereich. Syenit	61,08	18,83	0,09	0,86	4,11	4,73	4,73	0,29	Beiersdorf	8
hornblendearm. Syenit	58,43	15,97	0,14	2,90	5,21	4,45	4,20	0,54	Beiersdorf	8
Hornblendesyenit	56,43	17,79	0,00	3,14	5,54	4,62	3,95	0,36	Reinisch	8
Hornblendesyenit	61,37	17,54	0,00	1,88	4,48	4,01	4,29	0,21	Riemsdorf	8
Syenit	62,49	16,49	0,00	1,87	4,23	4,38	4,65	0,32	Plauenscher Grund	8
Syenit	58,70	17,09	0,00	2,41	4,71	4,38	4,35	0,23	Plauenscher Grund	8
Syenit	60,53	16,54	0,00	2,44	4,92	4,32	4,29	0,31	Plauenscher Grund	8
Syenit	60,44	16,61	0,00	2,37	4,82	4,58	4,31	0,28	Plauenscher Grund	8
Natronsyenit	64,83	20,28	0,00	0,21	1,01	6,10	6,80	0,00	Laacherseegebiet	9
Aplosyenite	66,20	17,76	0,00	0,08	0,25	3,00	10,54	0,00	Rübeland	9
Calcitsyenit	54,72	12,65	0,51	1,95	10,48	2,83	8,67	0,40	Ettringen	9
Alkalisyenite	61,67	17,47	0,00	2,13	0,18	8,52	3,38	0,06	Rübeland	9
Alkalisyenite	60,52	17,73	0,00	5,27	1,10	3,96	3,08	0,00	Kussel	9
Alkalisyenite	49,63	16,03	0,03	3,71	2,88	0,63	10,50	1,16	Nassau	9
Syenit	58,70	17,09	0,00	2,41	4,71	4,38	4,35	0,23	Plauenschen Grund	9
Biotit-Hornblende-Syenit	51,05	14,49	0,00	8,16	5,11	1,85	7,24	0,70	Durbach	9
Kalkalkalisyenite	61,25	17,70	0,00	0,07	3,10	3,40	8,08	1,10	Eugenienruhe	9
Kalkalkalisyenite	50,60	15,61	0,00	2,14	3,75	5,13	3,82	0,78	Blankenburg	9
Eläolithsyenite	45,22	19,09	0,41	2,50	2,62	10,33	3,91	1,03	Katzenbuckel	9
Eläolithsyenite	47,75	19,33	0,18	1,43	6,43	5,17	7,60	0,32	Rieden	9
Eläolithsyenite	52,51	21,37	0,55	0,11	2,16	7,21	8,97	0,00	Olbrück	9
Syenite	62,38	17,18	0,14	1,51	3,20	5,24	4,02	0,24	Drachenfels	9
Episyenit	56,20	20,40	0,06	0,97	3,45	4,66	7,53	0,19	Lütschenbach	11
Episyenit	63,56	18,07	0,04	0,49	2,37	9,96	0,17	0,14	Bad Griesbach	11
Mikrosyenit	54,10	16,15	0,19	1,95	3,80	4,50	4,35	0,50	Durchschnittswerte	1
Syenite	58,70	17,09	0,00	2,41	4,71	4,38	4,35	0,23	Plauscher Grund	4

Mittelwert	57,73	17,37	0,09	2,14	3,89	4,80	5,38	0,39		
Standardabweichung	5,38	1,81	0,16	1,68	2,12	2,15	2,47	0,34		
Syenit-Gruppe	59,41	17,12	0,08	2,02	4,06	3,92	6,53	0,38		10
Diorite	58,81	16,65	0,12	2,63	4,86	3,53	4,38	0,31	Görzig	8
Diorite	56,20	24,20	0,00	0,00	11,50	4,70	0,80	0,00	Weißenstein	9
Nadeldiorit	54,90	17,68	0,00	2,98	6,16	4,52	1,82	0,00	Regen	9
Diorite	46,69	17,63	0,30	6,75	9,32	4,91	1,49	0,97	Nieder-Beerbach	9
Diorite	50,26	14,97	0,07	8,48	10,06	2,40	1,57	0,15	Steinigwolmsdorf	9
Diorite	49,03	12,63	0,00	1,64	7,76	2,33	2,40	0,54	Rübeland	9
Diorite	42,58	14,68	0,13	6,32	10,10	3,39	0,64	0,22	Golenz	9
Gabbrodiorit	53,14	16,57	0,00	6,11	8,92	2,94	1,07	0,17	Harzburg	9
Gabbrodiorit	56,22	17,59	0,00	3,96	6,47	3,68	1,33	0,11	Ober-Ramstadt	9
Gabbrodiorit	51,32	17,84	0,00	4,18	9,51	3,01	1,52	0,00	Zwingenberg	9
Gabbrodiorit	47,93	20,19	0,00	5,83	7,88	2,61	1,79	0,10	Melibocus	9
Gabbrodiorit	53,31	20,05	0,00	3,33	8,65	4,17	1,30	0,18	Niederkirchen	9
Gabbrodiorit	46,90	15,69	0,00	5,16	9,82	2,57	1,62	0,21	Tholei	9
Gabbrodiorit	50,74	15,89	0,00	4,59	8,97	3,27	1,30	0,44	Kirn	9
Meladiorit	48,66	11,73	0,14	16,23	6,59	1,71	1,80	0,33	Lorenzreuth	11
Hornblende-Biotit-Diorit	54,68	18,19	0,13	5,34	6,45	2,97	2,56	0,47	Grafenstein	11
Titanitfleckendiorit	62,71	17,62	0,08	1,63	4,48	3,73	2,44	0,37	Fürstenstein	11
Quarz-Gabbrodiorit	54,80	17,20	0,17	4,80	8,52	2,50	1,64	0,16	Gronau	11
Diorit	54,50	16,60	0,16	5,90	3,85	2,45	4,30	0,67	Ruhla	1
Diorit	51,60	16,25	0,21	6,85	5,70	2,30	3,40	0,76	Ruhla	1
Diorite	57,19	15,21	0,08	4,09	6,52	2,64	2,05	0,29	Brocken-Oker-Gebiet	7
Mittelwert	52,48	16,91	0,08	5,09	7,72	3,16	1,96	0,31		
Standardabweichung	4,67	2,63	0,09	3,26	2,08	0,87	1,01	0,26		
Diorit-Gruppe	51,86	16,40	0,18	6,12	8,40	3,36	1,33	0,35	Durchschnitt	10
Trachyandesit	50,60	15,61	Sp.	2,14	3,75	5,13	3,82	0,78	Blankenburg	9
Basaltischer Andesit	51,50	18,00	0,09	5,83	9,54	2,70	1,00	0,22	Idar-Oberstein	11
Olivinführender Pyroxenandesit	52,80	17,10	0,08	6,10	8,02	4,30	1,10	0,35	Hasenklopp	11
Pyroxen-Biotit-Quarz-Andesit	58,30	15,80	0,09	3,09	6,01	3,20	1,70	0,34	Steinklauenberg	11
Pyroxenandesit	53,69	21,71	0,09	3,27	7,60	4,98	1,66	0,14	Niederkirchen	11
basaltischer Andesit	52,00	15,80	0,20	4,65	5,60	5,10	0,55	0,21	Durchschnittswerte DDR	1
Andesit	63,20	13,90	0,18	0,60	4,20	5,80	0,20	0,25	Durchschnittswerte DDR	1
Metaandesit	50,60	13,70	0,17	3,70	6,15	2,85	0,75	0,07	West-Erzgebirge	1
basaltischer Andesit	51,50	12,40	0,26	2,20	6,00	2,30	2,40	0,80	Unterharz	2
Andesit	57,90	14,10	0,17	5,60	4,80	2,40	2,60	0,28	Unterharz	2
Andesit	57,70	13,70	0,17	2,40	5,80	2,40	2,50	0,22	Unterharz	2
Alkaliandesit	57,70	14,30	0,14	2,20	3,70	4,00	6,40	0,33	Oberhöfer Mulde	2
Mittelwert	54,79	15,51	0,15	3,48	5,93	3,76	2,06	0,33		
Standardabweichung	4,04	2,52	0,06	1,73	1,77	1,27	1,71	0,23		
Andesit-Gruppe	54,20	17,20	0,15	4,40	7,90	3,70	1,10	0,28		10
Trachyt	61,25	17,70	n.b.	0,07	3,10	3,40	8,08	1,10	Eugenienruhe	9
Biotittrachyt	62,38	17,18	0,14	1,51	3,20	5,24	4,02	0,24	Drachenfels	9
Alkalitrachyt	66,26	17,17	0,31	0,44	1,03	7,52	5,19	Sp.	Hohenburg	11
Trachyt	71,52	14,48	n.b.	0,00	0,29	0,85	9,85	n.b.	Nord-Ost-Bayern	5
Trachyte und Alkalitrachyte	57,86	16,37	0,09	1,51	2,74	4,46	5,18	0,31	Harz	7

Kuselit	60,52	17,73	Sp.	5,27	1,10	3,96	3,08	n.b.	Kussel	9
Latit	55,18	15,22	0,13	5,18	5,74	2,14	3,24	0,25	Harz	7
Quarzkeratophyr	67,90	14,36	0,32	0,22	1,34	6,89	1,85	n.b.	Hof	9
Kalikeratophyr	66,20	17,76	n.b.	0,08	0,25	3,00	10,54	n.b.	Rübeland	9
Keratophyr	61,67	17,47	Sp.	2,13	0,18	8,52	3,38	0,06	Rübeland	9
spilitähnlicher Keratophyr	49,63	16,03	0,03	3,71	2,88	0,63	10,50	1,16	Nassau	9
plagioklasführender Keratophyr	50,60	15,61	Sp.	2,14	3,75	5,13	3,82	0,78	Blankenburg	9
Aphyrischer Keratophyr	57,40	17,40	0,14	0,60	3,00	4,80	8,10	0,07	Langenbach	11
Keratophyr	63,29	18,97	0,12	0,17	1,12	5,49	5,55	0,10	Elbingerode	11
Quarzkeratophyr	69,15	13,20	0,09	1,25	2,15	3,55	2,70	0,31	Vogtland	1
Quarzkeratophyr	72,85	13,30	0,06	1,00	1,35	5,40	0,35	0,27	Vogtland	1
Quarzkeratophyr	65,60	14,90	0,10	2,00	1,90	1,80	5,00	0,33	Frankenberg	1
Keratophyr	57,90	16,85	0,12	1,30	2,20	4,20	5,85	0,26	Durchschnittswerte	1
Quarzkeratophyr	67,90	14,36	0,32	0,22	1,34	6,89	1,85	n.b.	Alsenberg	4
Keratophyre	59,10	16,50	0,08	1,40	2,50	4,90	5,40	0,38	Harz	7
Mittelwert	62,21	16,13	0,15	1,51	2,06	4,44	5,18	0,40		
Standardabweichung	6,39	1,63	0,10	1,58	1,37	2,12	2,93	0,35		
Trachyt-Gruppe	58,31	18,05	0,14	2,07	4,25	3,85	7,38	0,20	Durchschnitt	10
Phonolithe	60,04	19,64	0,03	0,37	1,77	7,66	5,09	0,14	Lausitz	8
Noseanphonolith	52,51	21,37	0,55	0,11	2,16	7,21	8,97	n.b.	Olbrück	9
Gangphonolith	47,26	18,08	0,25	1,76	7,85	5,98	3,97	3,39	Totenkopf	11
Leucitphonolith	50,41	22,15	0,23	0,16	1,75	8,83	9,10	n.b.	Schellkopf	11
Phonolith	55,80	20,34	0,10	1,20	4,61	5,34	4,52	0,03	Niederrotweil	11
Leucitphonolith	47,75	19,33	0,18	1,43	6,43	5,17	7,60	0,32	Rieden	11
Phonolithe	49,40	19,30	0,20	2,50	7,30	5,30	4,20	0,25	Sachsen	2
Phonolithe	58,70	19,80	0,20	0,80	1,70	8,00	5,10	0,09	Sachsen	2
Mittelwert	52,73	20,00	0,22	1,04	4,20	6,69	6,07	0,70		
Standardabweichung	4,92	1,28	0,15	0,84	2,68	1,42	2,14	1,32		
Phonolith-Gruppe	56,90	20,17	0,19	0,58	1,88	8,72	5,42	0,17	Durchschnitt	10
Tholeiit	55,25	15,13	0,23	3,96	8,01	3,52	1,78	0,26	Schaumberg	11
Tholeiit	52,60	16,74	0,14	5,67	9,02	3,03	1,23	0,21	Tholey	11
Tholeiit	52,60	16,74	0,14	5,67	9,02	3,03	1,23	0,21	Tholey	11
Tholeiitbasalt	54,20	14,50	0,20	3,90	6,70	3,60	0,30	0,20	Gottsbüren	11
Mittelwert	53,66	15,78	0,18	4,80	8,19	3,30	1,14	0,22		
Standardabweichung	1,30	1,14	0,05	1,00	1,10	0,31	0,61	0,03		
Tholeiit-Gruppe	50,80	14,10	0,18	6,30	10,40	2,20	0,82	0,23		10
Basalte	40,43	14,70	0,26	8,95	12,54	3,50	1,46	0,75	Mittelgebirge Sachsens	8
Alkali basalt	44,39	13,12	n.b.	9,54	9,55	4,17	2,22	0,93	Meißner	9
Theralithdiabase	43,50	14,08	n.b.	6,80	10,07	3,38	1,50	0,32	Andreasberg	9
sanidin- und nephelin- führender Basalt	45,68	13,86	0,15	11,48	9,18	2,33	1,51	0,13	Marienberg	9
Basalt	52,40	15,90	0,11	9,81	8,27	2,60	0,10	0,37	Idar-Oberstein	11
Latitbasalt	48,29	14,82	0,15	9,05	9,76	2,56	1,51	0,35	Broderkonsberg	11
Basalte	50,10	17,80	0,21	3,50	7,30	5,50	2,30	0,66	Gewader Köpfchen	11
Basalte	47,00	15,00	0,18	6,40	10,30	3,80	1,50	0,62	Rappoldsley	11
Alkali-Olivinbasalt	45,20	14,00	0,18	9,90	10,40	3,20	1,60	0,42	Hoffeld	11
Basalt	43,60	13,20	0,17	14,30	10,90	3,40	1,00	0,50	Holzberg	11
Basalt	43,20	14,20	0,18	10,90	12,00	3,50	1,10	0,46	Hochbermel	11

Basalt	39,20	11,23	n.b.	12,61	12,89	3,27	1,07	n.b.	Nord-Ost-Bayern	5
Basalt	48,85	15,40	0,20	6,60	9,30	3,50	0,80	0,17	Lausitz	1
Basalt	48,80	14,90	0,15	7,05	8,95	2,85	1,10	0,32	Lausitz	1
									Norddeutsch-Polnische	
Alkalibasalt	46,00	19,10	0,50	8,30	3,10	4,20	0,80	0,24	Senke	2
Basalt	49,10	16,30	0,20	6,00	7,70	2,70	1,60	0,32	Unterharz	2
Basalt	50,50	15,70	0,15	5,70	8,60	2,70	1,80	0,26	Oberhöfer Mulde	2
Höhnberg Basalt	49,10	14,70	0,20	5,60	8,20	3,20	1,30	0,30	Oberhöfer Mulde	2
Olivinbasalt	51,10	15,70	0,13	6,80	5,70	2,90	1,30	0,50	Zwickauer Becken	2
Alkalibasalt	45,40	13,90	0,16	4,60	9,10	2,40	6,00	0,80	Zwickauer Becken	2
Basalt	44,00	14,80	0,21	8,80	11,10	3,10	1,40	0,56	Sachsen	2
Basalt	44,50	14,40	0,19	6,15	8,60	3,50	0,75	0,38	Sachsen	2
Basalt	44,20	16,70	0,21	8,10	9,70	2,10	0,60	0,15	Ostdeutschland	2
Basalt	49,60	15,70	0,18	5,90	7,80	2,80	1,60	0,32	Ostdeutschland	2
Ne-Basalte	44,00	14,80	0,21	8,80	11,10	3,10	1,40	0,56	Ostdeutschland	2
Mittelwert	46,33	14,96	0,19	8,07	9,28	3,21	1,49	0,43		
Standardabweichung	3,35	1,56	0,08	2,56	2,11	0,72	1,05	0,21		
Basalt-Gruppe	45,78	14,64	0,20	9,39	10,74	2,63	0,95	0,39		10
Hornblende Gabbro	46,52	13,04	0,06	6,88	10,75	2,12	0,85	0,39	Pfaffenreuth	9
Flasergabbro	45,76	20,48	0,00	8,50	11,57	3,56	0,80	0,00	Roßwein	8
Flasergabbro	46,57	19,56	0,00	9,27	13,29	3,24	0,51	0,00	Roßwein	8
plagioklasreicher Gabbro	53,14	16,57	0,00	6,11	8,92	2,94	1,07	0,17	Harzburg	9
Olivingabbro	46,43	13,62	0,00	15,15	8,60	1,88	0,84	0,22	Harzburg	9
									Norddeutsch-Polnische	
Olivinmikrogabbro	44,10	16,80	0,18	8,40	9,60	2,20	0,30	0,13	Senke	2
									Norddeutsch-Polnische	
Olivinmikrogabbro	44,00	16,70	0,23	7,80	8,70	2,10	0,90	0,21	Senke	2
									Norddeutsch-Polnische	
Olivinmikrogabbro	44,60	16,70	0,24	8,40	12,10	1,90	0,24	0,11	Senke	2
Mittelwert	46,39	16,68	0,09	8,81	10,44	2,49	0,69	0,15		
Standardabweichung	2,93	2,55	0,11	2,75	1,76	0,65	0,30	0,13		
Gabbro-Gruppe	48,40	16,80	0,18	8,10	11,10	2,30	0,56	0,24		10
Peridotithornblendit	43,17	5,79	0,15	23,15	8,53	1,20	0,96	n.b.	Schriesheim	9
Sanidinnephelinit	37,57	13,81	0,34	5,00	9,22	4,83	2,37	3,65	Katzenbuckel	9
Nephelinit	39,88	15,37	0,00	7,16	13,83	4,73	2,01	2,29	Löbau	9
Olivinnephelinit	40,01	14,13	0,19	11,18	12,07	3,27	1,11	0,66	Adenau	9
Olivinnephelinit	40,80	11,75	0,12	10,45	13,38	3,62	0,47	0,41	Lützelberg	11
Nephelinite	39,80	12,30	0,21	10,50	13,50	3,10	1,10	0,72	Sachsen	2
Nephelinite	40,99	16,50	0,35	3,29	12,63	5,95	2,36	0,89	Steiermark	4
Amphibolit	45,33	15,41	0,16	4,13	8,06	3,18	1,35	0,37	Großenhain	8
Amphibolit	46,98	10,60	0,00	10,90	10,33	2,09	0,64	0,00	Roßwein	8
Amphibolit	46,61	16,62	0,00	7,20	7,43	1,93	0,80	0,00	Mittweida	8
Amphibolit	51,90	16,40	0,18	5,97	8,09	4,90	0,98	0,28	Donaueschingen	11
Biotitamphibolit	47,30	17,80	0,28	7,06	9,87	2,35	2,25	0,13	Donaueschingen	11
Diopsidamphibolit	46,90	14,70	0,16	7,98	12,90	2,79	0,64	0,07	Bad Peterstal-Mauren	11
Amphibolit	49,89	14,95	0,20	6,23	10,31	3,44	0,08	0,23	Oppenau	11
Amphibolit	47,47	24,10	0,00	4,28	7,51	1,67	0,60	0,00	Nord-Ost-Bayern	5
Amphibolite	47,10	15,15	0,20	8,15	9,80	1,90	1,55	0,14	Ruhla	1
Amphibolit	47,60	14,25	0,15	9,50	7,75	2,80	0,80	0,30	Erzgebirge	1
Amphibolit	47,60	14,40	0,24	7,75	9,95	2,05	0,55	0,20	Lausitz	1
Keratophyrspilit	49,63	16,03	0,03	3,71	2,88	0,63	10,50	1,16	Nassau	9
Spilit-Kissenlava	41,97	15,55	0,07	8,00	3,20	3,20	1,15	0,58	Sechshelden	11

Keratophyrischer Spilit	52,00	18,20	0,18	2,70	2,60	6,40	3,30	0,23	Haiger	11
Aphyrischer Spilit	45,98	15,60	0,17	4,84	4,20	4,55	1,15	0,91	Eibach	11
Spilit	57,40	17,40	0,14	0,60	3,00	4,80	8,10	0,07	Langenbach	11
Spilit	45,32	14,90	0,07	9,41	4,17	3,47	0,08	0,72	Wallenstein	11
Pikritischer Spilit	40,39	11,38	0,17	16,40	4,78	0,85	0,71	0,34	Odershausen	11
Spilit	47,60	16,03	0,12	8,45	2,78	4,78	0,44	0,19	Odershausen	11
Spilit	46,57	16,30	0,16	6,52	6,95	4,17	0,46	0,26	Odershausen	11
Kalispilit	43,46	14,53	0,09	4,12	8,04	2,67	3,42	0,50	Fischbach	11
Alkalireicher Spilit	48,05	16,44	0,13	4,97	4,18	4,22	2,50	0,97	Weyer-Oberbrechen	11
Spilit	50,55	17,10	0,19	6,90	6,00	3,00	1,20	0,34	Ruhla	1
Spilit	54,50	16,50	0,21	5,40	5,20	3,50	1,00	0,41	Ruhla	1
Spilite	44,50	13,35	0,17	6,75	9,40	3,10	0,55	0,39	Thüringen	1
Spilite	43,35	13,95	0,16	6,70	8,60	3,55	0,95	0,40	Vogtland	1
Spilite	45,15	15,30	0,21	5,75	8,15	3,20	0,80	0,30	Wildenfels	1
Spilite	44,15	14,30	0,17	5,65	8,55	3,90	0,50	0,46	Lößnitz	1
Spilite	46,75	16,25	0,25	4,75	8,00	4,45	0,55	0,53	Frankenberg	1
Spilite	45,65	13,80	0,20	6,40	9,00	3,80	0,55	0,41	Elbezone	1
Spilite	43,30	15,55	0,19	2,90	8,10	1,95	4,55	0,85	Harz	1
Alkalispilite	44,95	15,00	0,19	3,40	7,20	4,05	1,65	0,83	Harz	1
Quarzdiabas	54,53	13,01	0,00	2,32	6,50	2,83	2,56	1,06	Eulendorf	8
Diabas	48,56	15,32	0,19	2,72	6,20	2,44	0,54	0,46	Wildenfels	8
Diabas	49,38	13,06	0,12	2,40	4,36	2,77	1,24	0,19	Wildenfels	8
Diabas	49,20	14,36	0,00	8,23	10,17	4,52	0,44	0,00	Tharandt	8
Diabas	46,96	18,24	0,00	4,53	5,06	2,21	2,18	0,57	Heimdorf	8
Diabas	50,89	14,11	0,00	5,16	10,36	3,31	0,92	0,00	Pausa	8
Uralit-Diabas	47,38	16,67	0,26	4,11	10,81	3,02	0,93	0,42	Naila	9
Theralithdiabase	43,50	14,08	0,00	6,80	10,07	3,38	1,50	0,32	Andreasberg	9
Essexitdiabas	49,29	17,95	0,00	2,75	5,42	6,01	3,16	0,87	Dillenburg	9
Analcimdiabas	48,28	15,53	0,00	3,80	6,07	6,10	0,82	0,32	Bruchberg	9
Diabase	49,40	15,45	0,18	7,45	9,50	2,75	0,50	0,22	Ostdeutschland	1
Diabase	48,75	15,70	0,19	8,00	9,90	3,55	0,40	0,24	Ostdeutschland	1
Metadiabase	49,60	13,45	0,26	6,00	8,40	2,10	0,65	0,34	Ruhla	1
Diabas	48,90	15,50	0,19	9,95	8,00	2,20	0,65	0,22	Ruhla	1
Diabas	47,50	13,75	0,21	7,75	7,45	2,90	0,80	0,28	Thüringen	1
Diabas	44,10	13,05	0,17	9,30	7,30	2,50	0,60	0,33	Vogtland	1
Diabas	45,05	14,75	0,16	7,15	6,05	2,80	0,45	0,32	Wildenfels	1
Diabas	46,10	13,60	0,18	9,65	6,75	2,95	0,45	0,23	Lößnitz	1
Diabas	40,40	14,50	0,22	11,00	8,00	2,40	1,00	0,67	Frankenberg	1
Diabas	47,55	15,70	0,19	6,45	7,30	3,60	0,60	0,32	Elbezone	1
Diabas	44,35	15,90	0,18	4,70	7,55	4,20	1,60	1,03	Unterharz	1
Diabas	46,40	14,10	0,19	8,05	7,15	2,95	0,65	0,30	Sachsen	2
Eklogit	50,40	16,00	0,17	8,20	11,20	3,59	0,23	0,08	Weissenstein	11
Eklogit	49,90	14,70	0,19	7,70	11,60	2,73	0,09	0,16	Weissenstein	11
Eklogit	51,70	18,30	0,09	9,20	13,70	1,46	0,07	0,01	Silberbach	11
Eklogit	48,53	17,27	0,19	9,53	10,58	3,11	0,34	0,58	Feldberg	11
Eklogit	45,93	15,72	0,16	7,79	11,74	2,74	0,73	0,00	Waldkirch	11
Eklogit	49,12	16,40	0,00	5,74	8,90	2,80	1,00	0,00	Nord-Ost-Bayern	5
Eklogit	48,75	15,50	0,20	8,35	10,95	2,75	0,30	0,17	Erzgebirge	1
Mittelwert	46,74	15,13	0,15	6,90	8,19	3,25	1,33	0,46		
Standartabweichung	3,76	2,24	0,09	3,37	2,83	1,19	1,67	0,54		
Basische Gruppe	44,80	14,60	0,18	6,87	9,78	3,22	1,11	0,65		6

Pyroxenit	45,20	13,20	0,17	19,50	9,50	1,30	0,09	0,26	Zöblitz	1
Pyroxenit	45,10	9,30	0,23	20,50	6,30	0,60	0,20	0,17	Ostdeutschland	1
Pikrit	39,78	8,41	0,15	19,02	9,92	1,66	0,74	0,48	Freiberg	9
Pikrit	39,78	8,41	0,15	19,02	9,92	1,66	0,74	0,48	Freiberg	9
Pikrit	40,02	8,32	0,85	27,63	4,04	0,65	0,32	0,00	Dillenburg	9
Pikrit	37,12	4,96	0,00	26,92	6,14	0,40	0,49	0,00	Nord-Ost-Bayern	5
Pikrit	39,35	5,40	0,15	25,70	4,00	0,20	0,28	0,13	Thüringen	1
Pikrit	40,10	5,45	0,12	24,50	5,40	0,16	0,10	0,15	Vogtland	1
Mittelwert	40,81	7,93	0,23	22,85	6,90	0,83	0,37	0,21		
Standartabweichung	2,66	2,54	0,24	3,47	2,37	0,58	0,25	0,18		
Ultrabasische Magmatit-Gruppe	38,59	6,18	0,20	25,73	3,91	0,15	0,15	0,07		6
Phonolith-Bimstufe	55,49	21,63	0,28	0,39	1,82	8,65	5,37	Sp.	Laacher See	11
Tuffit	81,14	9,71	0,03	0,88	0,18	0,29	2,88	0,29	Lerbach	12
									Rheinisches Schiefergebirge	
Tuffit	73,70	13,00	0,15	0,36	0,86	6,80	0,50	0,03	birge	4
Tuffit	71,80	11,40	0,48	2,20	1,50	5,50	0,60	0,07	Harz	4
Vulkaniklastit-Gruppe	42,28	13,40	0,11	1,95	4,18	0,73	1,98	0,25	Deutschland	6
Serizitgneis	77,80	12,13	0,00	0,17	0,55	4,87	3,56	0,07	Gersdorf	8
Serizitgneis	78,30	11,95	0,00	0,14	0,41	4,43	3,67	0,00	Pfarrberg	8
Serizitgneis	78,52	10,84	0,00	0,44	0,38	6,43	0,95	0,00	Nossen	8
Chloritgneis	68,43	14,76	0,00	0,96	1,67	4,23	3,60	0,22	Blankenstein	8
Gneis	59,91	18,55	0,03	2,65	5,15	3,73	2,07	0,24	Neumühle	8
Gneis	58,86	20,62	0,01	2,55	5,55	3,76	2,18	0,09	Neumühle	8
Augengneis	71,23	13,01	0,00	1,18	1,52	4,02	3,13	0,32	Braunsdorf	8
Augengneis	74,34	13,13	0,00	0,53	1,08	5,01	2,23	0,41	Braunsdorf	8
Augengneis	73,29	13,47	0,00	0,37	0,66	4,74	4,47	0,32	bei Niederwiesa	8
Dichter Gneis	68,80	16,44	0,00	1,77	1,46	2,83	3,92	0,18	Helbigsdorf	8
Dichter Gneis	68,64	16,22	0,00	1,72	1,47	2,94	4,01	0,21	Mulda	8
Dichter Gneis	70,94	13,58	0,00	2,04	1,83	2,40	2,93	0,00	Ochsenbachstraße	8
Dichter Gneis	71,76	13,28	0,04	1,53	1,72	3,29	2,45	0,12	Obermittweida	8
Dichter Gneis	72,81	11,95	0,01	0,76	0,11	3,62	1,79	0,07	Obere Rauenmühle	8
Rote Gneise	72,07	15,42	0,09	0,64	1,06	3,27	3,57	0,19	Erzgebirge, Vogtland	8
Graue Gneise	66,19	15,67	0,01	1,75	1,62	3,04	4,01	0,21	Erzgebirge, Vogtland	8
Fichtelgebirgsgneis	66,19	16,43	0,03	1,64	1,92	3,30	4,08	0,18	Erzgebirge, Vogtland	8
Trondhjemitgneis	65,22	17,22	0,15	2,34	3,25	3,99	2,51	0,07	Steinach	11
Serizitgneis	70,35	15,00	0,03	0,46	0,53	2,93	5,50	0,12	Fischbacher Kopf	11
Riebeckitgneis	76,60	10,75	0,03	0,08	0,19	4,68	4,06	0,00	Gloggnitz	11
Plagioklas-Hornblende-Gneis	62,42	14,56	0,12	3,71	5,18	3,30	1,00	0,13	Angenbachtal	11
Gneis	73,45	12,00	0,00	0,35	0,00	8,13	2,50	0,00	Nord-Ost-Bayern	5
Gneis	53,00	16,40	0,16	4,85	7,25	3,00	1,85	0,14	Ruhla	1
Elbstromgneis	75,00	13,10	0,02	0,60	0,65	4,35	1,95	0,04	Ruhla	1
Staurolith-Granat-Plagioklasgneis	58,71	20,78	0,18	2,56	1,15	1,65	4,05	0,24	Spessart	4
Paragneis	77,18	11,68	0,05	1,01	1,61	3,42	1,18	0,18	Murgtal	11
Paragneis	64,99	15,11	0,09	1,91	1,70	3,45	2,18	0,12	Ibach	11
Paragneis	63,31	18,20	0,04	1,25	2,86	3,96	1,90	0,22	Haslach	11
Paragneis	65,96	16,66	0,00	2,42	2,73	3,48	2,03	0,15	Freiburg i. Br.	11
Paragneis	56,02	18,49	0,00	4,89	6,28	2,21	1,32	0,00	Nord-Ost-Bayern	5
Orthogneis	74,66	14,80	n.b.	0,10	0,92	3,88	3,85	n.b.	Nord-Ost-Bayern	5
Mittelwert	68,87	14,91	0,04	1,53	2,01	3,82	2,85	0,14		

Standartabweichung	6,84	2,69	0,05	1,28	1,92	1,23	1,16	0,11		
Gneis-Gruppe	72,83	13,87	0,03	0,46	0,29	2,68	4,76	0,07	Deutschland	6
Phyllit	67,70	17,07	0,30	2,10	0,47	0,40	2,89	0,00	Wechselburg	8
Phyllit	64,87	18,37	0,49	2,22	0,62	0,00	3,01	0,00	Penna	8
glimmeriger Phyllit	60,15	20,20	0,00	0,96	0,70	1,00	3,43	0,00	Rothschönberg	8
Phyllit	58,12	22,73	0,00	2,31	0,21	0,69	3,46	0,00	Lößnitz	8
Phyllit	50,01	27,93	0,00	1,50	0,21	0,95	4,36	0,00	Zschorlau	8
Phyllit	52,59	23,96	0,10	2,48	0,27	1,31	4,68	0,00	Gasanstalt	8
Phyllit	55,44	23,68	0,01	1,66	0,15	0,59	6,08	0,06	Wernitzgrün	8
Chloritphyllit	63,20	20,28	0,00	0,92	0,00	0,61	6,22	0,00	Nord-Ost-Bayern	5
Mittelwert	59,01	21,78	0,11	1,77	0,33	0,69	4,27	0,01		
Standardabweichung	6,15	3,50	0,18	0,61	0,24	0,40	1,32	0,02		
Phyllit-Gruppe	60,21	19,03	0,00	1,31	1,37	1,73	3,29	0,28	Welt	10
Glimmerschiefer	58,78	24,40	0,00	1,52	0,41	0,92	2,95	0,10	Zaußwitz	8
Glimmerschiefer	67,00	13,97	0,00	2,01	1,55	4,78	3,16	0,05	Mühlberg	8
Quarzglimmerschiefer	65,05	18,50	0,00	1,82	1,63	3,01	3,27	0,00	Klein-Wolmsdorf	8
Quarzglimmerschiefer	64,89	18,59	0,00	2,56	1,55	2,94	2,71	0,00	Lotzdorf	8
Quarzglimmerschiefer	64,48	18,70	0,00	2,12	1,26	2,95	2,78	0,00	Radeberg	8
Andalusitglimmerschiefer	66,21	18,60	0,00	1,24	0,44	2,16	3,89	0,01	Munzig	8
heller Glimmschiefer	68,95	13,77	0,35	0,06	0,62	3,12	1,65	0,00	Antonsthal	8
Granatglimmerschiefer	78,00	9,32	0,06	0,90	0,37	0,49	1,94	0,13	Brambach	8
Feldspatglimmerschiefer	60,97	16,17	0,06	3,30	1,27	2,67	3,18	0,21	Crottendorf	8
Glimmerschiefer	46,92	20,29	0,00	0,21	1,60	0,38	7,16	0,00	Nord-Ost-Bayern	5
Mittelwert	64,13	17,23	0,05	1,57	1,07	2,34	3,27	0,05		
Standardabweichung	7,92	4,14	0,11	1,01	0,54	1,38	1,51	0,07		
Glimmerschiefer-Gruppe	60,06	19,89	0,00	1,99	1,52	1,54	4,23	0,26		10

Quellen: 1: (Autorenkollektiv 1986a), 2: (Autorenkollektiv 1986b), 3: (Brahmer 1990), 4: (Correns 1968), 5: (Lenz 1991), 6: (Mederer et al. 1997), 7: (Müller 1980), 8: Prescher 1996; 9: (Tröger 1969), 10: (Wedepohl 1969), (Wimmenauer 1985), (Zellmer 1996).

12 Dokumentierte einzelne Verfahrensschritte von DepoSilva

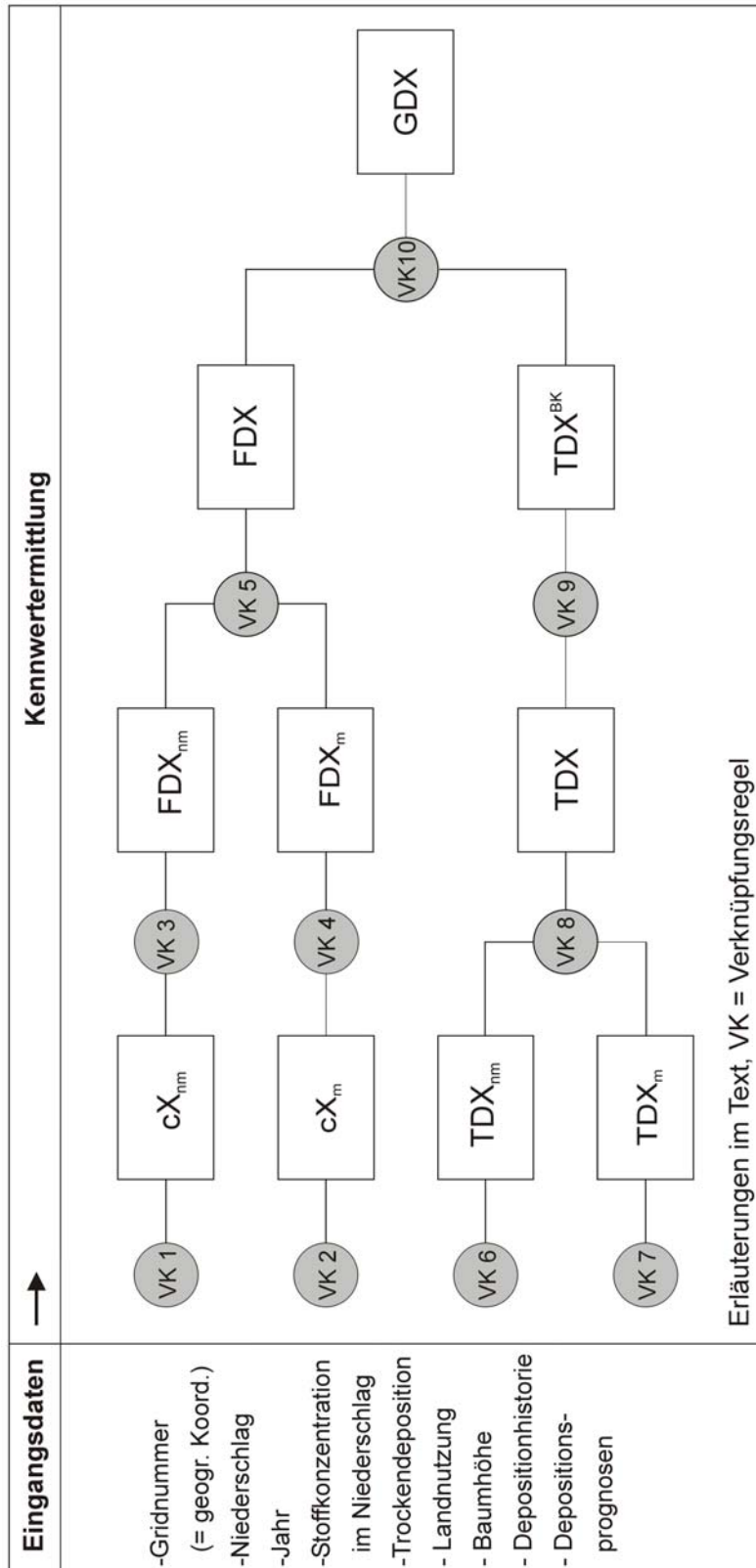


Abb. A1: Schematische Darstellung des Verfahrens DepoSilva zur Berechnung der Gesamtdeposition

Die Algorithmen

VK-Regel – 1 → Kennwert $cX_{nm(a)}$ - Nicht marine Stoffkonzentration im Niederschlag

Inhalt: Abfrage bzw. Rekonstruktion der nicht marine Stoffkonzentration im Niederschlag.

Einheit: (meq L⁻¹)

Eingangsdaten: - Gridnummer [GRNR]

- Jahr (a)

- Stoffkonzentrationen im Niederschlag der Jahre 1990-2002 (Gauger et al. 2002 & Gauger et al. 2005).

- Skalierungsfaktoren der Deposition

Anmerkungen: Für Nord- und Westeuropa kann angenommen werden, dass Na kaum bzw. nur sehr lokal aus anthropogenen Quellen stammt und deshalb zumindest in küstennahen Gebieten zu 100% meeresbürtig ist (Gauger et al. 1997)

$$cX_{nm(a)} = \begin{cases} cX_{nm(a)}^H & a < 1990, a \geq 1800 \\ cX_{nm(a)}^A & a \geq 1990, a \leq 2002 \\ cX_{nm(a)}^Z & a > 2002, a \leq 2100 \end{cases}$$

wobei: X = Cl_s, SOX_s, Ca_s, K_s, Mg_s, NOY, NHX

s: um marine Einträge korrigierte Stoffkonzentration von X

^H: Historisch; ^A: Aktuell; ^Z: Zukunft

$$cX_{nm(a)}^H = cX_{nm(M1990-2002)} \cdot \left(\frac{SFX_{(a)}}{SFX_{(1996)}} \right)$$

X_{nm}^H : Historische nicht marine Stoffkonzentration im Niederschlag

$cX_{nm(M1990-2002)}$: Mittelwert der nicht marinen Stoffkonzentrationen im Niederschlag der Jahre 1990 bis 2002

$SFX_{(a)}$: Skalierungsfaktor für das Jahr a

$SFX_{(1996)}$: Skalierungsfaktor für das Jahr 1996

$cX_{nm(a)}^A$ = Datenbankabfrage der aktuellen nicht marinen Stoffkonzentration im Niederschlag

$$cX_{nm(a)}^Z = cX_{nm(M1990-2002)} \cdot \left(\frac{SFX_{(a)}}{SFX_{(1996)}} \right)$$

X_{nm}^Z : Zukünftige nicht marine Stoffkonzentration im Niederschlag

$cX_{nm(M1990-2002)}$: Mittelwert der nicht marinen Stoffkonzentrationen im Niederschlag der Jahre 1990 bis 2002

$SFX_{(a)}$: Skalierungsfaktor für das Jahr a

$SFX_{(1996)}$: Skalierungsfaktor für das Jahr 1996

VK-Regel – 2 → Kennwert $cX_{m(a)}$ - Marine Stoffkonzentration im Niederschlag

Inhalt: Abfrage bzw. Rekonstruktion der marinen Stoffkonzentration im Niederschlag.

Einheit: meq L⁻¹

Eingangsdaten: - Gridnummer [GRNR]

Jahr (a)

Stoffkonzentrationen im Niederschlag der Jahre 1990-2002 (Gauger et al. 2002 & Gauger et al. 2005).

Skalierungsfaktoren der Deposition [-]

Anmerkungen: Die feuchte marine Stoffkonzentration wird als konstant angenommen. Hierbei wird unterstellt, dass es sich hierbei um eine konstante Emissionsquelle handelt (Alveteg et al. 1998).

$${}_c X_{m(a)} = \begin{cases} {}_c X_{m(a)}^H & a < 1990, a \geq 1800 \\ {}_c X_{m(a)}^A & a \geq 1990, a \leq 2002 \\ {}_c X_{m(a)}^Z & a > 2002, a \leq 2100 \end{cases}$$

mit: X = Ca, Mg, K, Na, Cl, SOX

^H: Historisch; ^A: Aktuell; ^Z: Zukunft

$${}_c X_{m(a)}^H = \begin{cases} {}_c X_{(M1990-2002)} - {}_c X_{nm(M1990-2002)} & Ca, Mg, K, Cl, SOX \\ {}_c X_{(M1990-2002)} & Na \end{cases}$$

$${}_c X_{m(a)}^A = \begin{cases} {}_c X_{(a)} - {}_c X_{nm(a)} & Ca, Mg, K, Cl, SOX \\ {}_c X_{(a)} & Na \end{cases}$$

$${}_c X_{m(a)}^Z = \begin{cases} {}_c X_{(M1990-2002)} - {}_c X_{nm(M1990-2002)} & Ca, Mg, K, Cl, SOX \\ {}_c X_{(M1990-2002)} & Na \end{cases}$$

X_m^H : Historische marine Stoffkonzentration im Niederschlag

X_m^A : Aktuelle marine Stoffkonzentration im Niederschlag

X_m^Z : Zukünftige marine Stoffkonzentration im Niederschlag

$X_{(M1990-2002)}$: Mittelwert der Stoffkonzentrationen im Niederschlag der Jahre 1990 bis 2002

$X_{nm(M1990-2002)}$: Mittelwert der nicht marinen Stoffkonzentrationen im Niederschlag der Jahre 1990 bis 2002

VK-Regel – 3 → Kennwert $FDX_{nm(a)}$ - Nicht marine Feuchtdeposition

Inhalt: Flächendifferenzierte Abschätzung der nicht marinen Feuchtdeposition.

Einheit: $eq \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1} = mol_c \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$

Eingangsdaten: - $X_{nm(a)}$

- N (a) [0,1 mm]

Anmerkungen: -

$$FDX_{nm(a)} = cX_{nm(a)} \cdot N(a)$$

wobei: X = Cl, SOX, Ca, K, Mg, NOY, NHX

VK-Regel – 4 → Kennwert $FDX_{m(a)}$ - Marine Feuchtdeposition

Inhalt: Flächendifferenzierte Abschätzung der Marinen Feuchtdeposition.

Einheit: $eq \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1} = mol_c \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$

Eingangsdaten: - $X_{m(a)}$

- N (a) [0,1 mm]

Anmerkungen: -

$$FDX_{m(a)} = cX_{m(a)} \cdot N(a)$$

wobei: X = Ca, Mg, K, Na, Cl, SOX

VK-Regel – 5 → Kennwert $FDX_{(a)}$ – Jährliche Feuchtdeposition

Inhalt: Flächendifferenzierte Berechnung der Feuchtdeposition.

Einheit: $eq \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1} = mol_c \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$

Eingangsdaten: - $FDX_{m(a)}$

- $FDX_{nm(a)}$

Anmerkungen:

$$FDX_{(a)} = \begin{cases} FDX_{m(a)} + FDX_{nm(a)} & Ca, Mg, K, Cl, SOX \\ FDX_{nm(a)} & NOY, NHX \\ FDX_{m(a)} & Na \end{cases}$$

wobei: X = Cl_s, SOX_s, Ca_s, K_s, Mg_s, NOY, NHX, Na

VK-Regel – 6 → Kennwert TDX_{nm(a)} – Nicht marine jährliche Trockendeposition

Inhalt: Landnutzungsdifferenzierte Berechnung der nicht marinen Trockendeposition.

Einheit: eq·ha⁻¹·a⁻¹ = mol·ha⁻¹·a⁻¹

Eingangsdaten: - Gridnummer [GRNR]

- Jahr (a)

- Trockendeposition der Jahre 1990-1999
(Gauger et al. 2002)

- Landnutzung (l)

Anmerkungen: Bei den Daten von Gauger et al. (2002) befinden sich nur Angaben zur seesalzkorrigierten S-Trockendeposition.

$$TDX_{nm(a,l)} = \begin{cases} TDX_{nm(a,l)}^H & a < 1990, a \geq 1800 \\ TDX_{nm(a,l)}^A & a \geq 1990, a \leq 2002 \\ TDX_{nm(a,l)}^Z & a > 2002, a \leq 2100 \end{cases}$$

wobei: X = Cl_s, SOX_s, Ca_s, K_s, Mg_s, NOY, NHX

s: um marine Einträge korrigierte Stoffdeposition von X

^H: Historisch; ^A: Aktuell; ^Z: Zukunft

$$TDX_{nm(a,l)}^H = TDX_{nm(M1990-2002,l)} \cdot \left(\frac{SFX_{(a)}}{SFX_{(1995)}} \right)$$

TDX_{nm(a,l)}^H: Historische nicht marine Trockendeposition in Abhängigkeit vom Jahr und der Landnutzung

TDX_{nm(M1990-1999,l)}: Mittelwert der nicht marinen Trockendeposition der Jahre 1990 bis 1999 bei gegebener Landnutzung

SFX_(a): Skalierungsfaktor für das Jahr a

SFX₍₁₉₉₆₎: Skalierungsfaktor für das Jahr 1995

$TDX_{nm(a,l)}^A$ = Datenbankabfrage der aktuellen nicht marinen Trockendeposition bei gegebener Landnutzung

$$TDX_{nm(a,l)}^Z = TDX_{nm(M1990-2002,l)} \cdot \left(\frac{SFX_{(a)}}{SFX_{(1995)}} \right)$$

TDX_{nm(a,l)}^Z: Zukünftige nicht marine Trockendeposition in Abhängigkeit vom Jahr und der Landnutzung

TDX_{nm(M1990-1999,l)}: Mittelwert der nicht marinen Trockendeposition der Jahre 1990 bis 1999 in Abhängigkeit von der Landnutzung

SFX_(a): Skalierungsfaktor für das Jahr a

SFX₍₁₉₉₆₎: Skalierungsfaktor für das Jahr 1995

VK-Regel – 7 → Kennwert TDX_{m(a,l)} - Marine Trockendeposition

Inhalt: Abfrage bzw. Rekonstruktion der marinen Trockendeposition.

Einheit: eq·ha⁻¹·a⁻¹ = mol·ha⁻¹·a⁻¹

Eingangsdaten: - Gridnummer [GRNR]

Jahr (a)

Landnutzung [l]

Trockendeposition der Jahre 1990-1999 (Gauger et al. 2002).

Anmerkungen: Die trockene Stoffdeposition wird für die jeweilige Landnutzungen als konstant angenommen. Hierbei wird unterstellt, dass es sich hierbei um eine konstante Emissionsquelle handelt (Alveteg et al. 1998). Bei den Daten von Gauger et al. (2002) befinden sich nur Angaben zur seesalzkorrigierten S-Trockendeposition

$$TDX_{m(a,l)} = \begin{cases} TDX_{m(a,l)}^H & a < 1990, a \geq 1800 \\ TDX_{m(a,l)}^A & a \geq 1990, a \leq 1999 \\ TDX_{m(a,l)}^Z & a > 1999, a \leq 2100 \end{cases}$$

mit: X = Ca, Mg, K, Na, Cl,

^H: Historisch; ^A: Aktuell; ^Z: Zukunft

$$TDX_{m(a,l)}^H = \begin{cases} TDX_{(M1990-1999,l)} - TDX_{nm(M1990-1999,l)} & Ca, Mg, K, Cl \\ TDX_{(M1990-1999,l)} & Na \end{cases}$$

$$TDX_{m(a,l)}^A = \begin{cases} TDX_{(a,l)} - TDX_{nm(a,l)} & Ca, Mg, K, Cl \\ TDX_{(a,l)} & Na \end{cases}$$

$$TDX_{m(a,l)}^Z = \begin{cases} {}_c X_{(M1990-1999,l)} - {}_c X_{nm(M1990-1999,l)} & Ca, Mg, K, Cl, SOX \\ {}_c X_{(M1990-1999,l)} & Na \end{cases}$$

$TDX_{m(a,l)}^H$: Historische marine Trockendeposition bei gegebener Landnutzung

$TDX_{m(a,l)}^A$: Aktuelle marine Trockendeposition bei gegebener Landnutzung

$TDX_{m(a,l)}^Z$: Zukünftige marine Trockendeposition bei gegebener Landnutzung

$TDX_{(M1990-1999,l)}$: Mittelwert der Trockendeposition der Jahre 1990 bis 1999 bei gegebener Landnutzung

$TDX_{nm(M1990-1999,l)}$: Mittelwert der nicht marinen Trockendeposition der Jahre 1990 bis 1999 bei gegebener Landnutzung

VK-Regel – 8 → Kennwert TDX – Jährliche Trockendeposition

Inhalt: Flächendifferenzierte Berechnung der Trockendeposition.

Einheit: $\text{eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1} = \text{mol}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$

Eingangsdaten: - $TDX_{m(a,l)}$

- $TDX_{nm(a,l)}$

Anmerkungen: -

$$TDX_{(a,l)} = \begin{cases} TDX_{m(a,l)} + TDX_{nm(a,l)} & Ca, Mg, K, Cl \\ TDX_{nm(a,l)} & NOY, NHX, SOX \\ TDX_{m(a,l)} & Na \end{cases}$$

wobei: X = Cl_s, SOX_s, Ca_s, K_s, Mg_s, NOY, NHX, Na

VK-Regel – 9 → Kennwert TDX^{BK} – Um die Baumhöhe korrigierte jährliche Trockendeposition

Inhalt: Die Modellierungen der baumartenspezifischen Trockendeposition basieren auf mittleren Bestandeshöhen. Daher wird in diesem Modul eine Korrektur der Deposition in Abhängigkeit von den aktuellen Bestandeshöhen durchgeführt.

Einheit: $\text{eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1} = \text{mol}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$

Eingangsdaten: - TDX

- Jahr [a]

- Baumhöhe [h]

Anmerkungen: Die Korrektur der Trockendeposition erfolgt nur für die Landnutzungen Nadel-, Laub- und Mischwald.

$$TDX_{(a,l)}^{BK} = \begin{cases} TDX_{(a,l)} & 1: \textit{st\u00e4dtische Gebiete} \\ TDX_{(a,l)} & 2: \textit{landw. Fl\u00e4chen} \\ kF_{(h)} \cdot TDX_{(a,l)} & 3: \textit{Laubw\u00e4lder} \\ kF_{(h)} \cdot TDX_{(a,l)} & 4: \textit{Nadelw\u00e4lder} \\ kF_{(h)} \cdot TDX_{(a,l)} & 5: \textit{Mischw\u00e4lder} \\ TDX_{(a,l)} & 6: \textit{inl\u00e4nd. Wasserfl\u00e4chen} \end{cases}$$

$$kF_{(h)} = m_{(a,l)} \cdot H + b_{(a,l)}$$

wobei: X = Cl_s, SOX_s, Ca_s, K_s, Mg_s, NOY, NHX, Na

H: Bestandesh\u00f6he [m]

m_(a,l): Geradensteigung in Abh\u00e4ngigkeit vom Jahr und Landnutzung

b_(a,l): y-Achsenabschnitt in Abh\u00e4ngigkeit vom Jahr und Landnutzung

VK-Regel – 10 → Kennwert GDX– J\u00e4hrliche Gesamtdeposition

Inhalt: . Die Datens\u00e4tze der trockenen Deposition werden mit denen der nassen Deposition addiert. Diese Karten stellen f\u00fcr jeden der betrachteten Schadstoffe die Belastung rezeptorspezifisch und r\u00e4umlich differenziert dar.

Einheit: eq·ha⁻¹·a⁻¹ = mol_e·ha⁻¹·a⁻¹

Eingangsdaten: - FDX

- TDX

Anmerkungen: -

$$GDX = FDX + TDX$$

wobei: X = Cl_s, SOX_s, Ca_s, K_s, Mg_s, NOY, NHX, Na

1 Einleitung

Auch wenn viele es gern hören und es oft wiederholt wird, so wird es dadurch nicht wahrer. Die Behauptung, dass Wald immer gut für das Wasser sei und dass die Waldbewirtschaftung immer den Zielen der Wasserwirtschaft und der Wasserrahmenrichtlinie dienen würde, lässt sich fachlich zumindest in einer pauschalen und absoluten Form so nicht halten. Die Wasserqualität unter Wald ist normalerweise gut, zumindest solange der Wald(boden) seine Filterfunktion (noch) erfüllen kann, der Wald eine Senke bleibt und nicht zur Quelle für Schadstoffe wird.

Der Wald kann auch wichtige Funktionen für den Erosionsschutz, die Vermeidung von Abflussspitzen und damit auch für den Hochwasserschutz einnehmen. Dies insbesondere in größeren, zusammenhängenden Waldgebieten, wenn aufgrund des geringen Nutzungsdrucks eine zumindest teilweise noch eigenständige Dynamik der kleineren Fließgewässer möglich ist. Wo vorhanden nehmen bewaldete, naturnahe Auenbereiche eine herausragende ökologische Rolle auch für den Natur- und Artenschutz ein. Trotzdem gibt es aber auch (vermeidbare) Belastungen der Gewässer im Wald. Deshalb sollen in der abschließenden, dritten Phase im Projekt SILVAQUA Maßnahmenempfehlungen im Rahmen der forstlichen Bewirtschaftung zum Schutz, der Erhaltung und Verbesserung des Gewässerzustands und der Gewässerqualität gegeben werden.

Wald hat aber nicht nur diese positiven Auswirkungen, Wald ist auch ein großer Wasserverbraucher. Vor allem naturferne Nadelholzforste zeichnen sich durch einen besonders hohen Wasserverbrauch aus, der den von Grün- oder Ackerland bei weitem übersteigt. Wo Wasser heute bereits knapp ist oder aber zukünftig in Folge geänderter klimatischer Bedingungen zunehmend knapp wird, dort sollte möglichst schnell ein ökologisch orientierter Waldumbau stattfinden. Beispiele für einen derartigen Waldumbau gibt es bereits wie z.B. auf einer lokalen Kooperationsebene wie im Fuhrberger Feld oder aber auch auf einer regionalen Ebene wie in Brandenburg.

Um die Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf Wassermenge und Qualität zu bewerten wurde in Niedersachsen das WRRL-Pilotprojekt SILVAQUA vom Umweltministerium bewilligt. Durch den gekoppelten Modellansatz und die Verbindung mit einem Geographischen Informationssystem können nun flächenhafte und differenzierte Aussagen abgeleitet werden.

Gemäß dem Antrag zum WRRL-Pilotprojekt SILVAQUA gibt es neben den Teilbereichen GIS und Waldwachstum, Wasserhaushalt, Stoffhaushalt und der Ökonomie noch den eigenständigen Bereich Wissensmanagement. Wesentliche Voraussetzung für die Bewertung von Bewirtschaftungsmaßnahmen im Hinblick auf den Gewässerzustand ist die Bereitstellung einer umfangreichen Wissensbasis. Da im SILVAQUA-Projekt keine neuen Untersuchungen durchgeführt werden, ist es notwendig, vorhandenes Wissen aus allgemein zugänglicher Literatur und von Modellstudien in das aufzubauende Expertensystem einzuspeisen. Insbesondere das vorhandene Wissen des bereits lange und intensiv untersuchten Teileinzugsgebiets „Lange Bramke“ ist datenbanktechnisch so aufzubereiten, dass aktuelle Informationen für die anderen Teileinzugsgebiete der Oker bereitgestellt werden können.

Für den jetzt vorgelegten Zwischenbericht wurde auf einen eigenständigen Berichtsteil für das Wissensmanagement zugunsten der besseren Lesbarkeit und inhaltlichen Straffung verzichtet. Manche der vielfältigen bearbeiteten Aspekte finden sich jetzt hier in lockerer Folge im Anhang in allerdings etwas loser und nicht zusammenhängender Form wieder.

2 Kalkungsplanung

Die forstlichen Bodenschutzkalkungen sind in bewaldeten, stark versauerten Einzugsgebieten die stofflich wichtigsten, flächenhaften Maßnahmen mit vielseitigen und dynamischen Auswirkungen auf die Wasserqualität. Zur flächenhaften Beschreibung der Auswirkungen von Bodenschutzkalkungen auf den Stoffhaushalt und die Gewässer wurde in Anlehnung an Meiwes und Mindrup (2002) ein Kalkungsmodul entwickelt, das eng mit dem Stoffhaushaltsmodell verknüpft ist (s. Kap. 6 Stoffhaushalt).

2.1 Datenaufbereitung

Die Eingangsgrößen für das Kalkungsmodul sind:

- Bilanzgrößen des Stoffhaushaltsmodells (Deposition, Säurebilanz, etc. (s. Kap. 6, Stoffhaushalt))
- bisherige Kalkungsmaßnahmen (Zeitpunkt, Menge, Zusammensetzung)
- Schutzzonen (von der Kalkung auszuschließende Flächen, z. B. Gewässer- und ihre Randstreifen, Moore, Siedlung, Straßen, besondere Humusformen etc.)
- Forstliche Standortdaten
- Waldentwicklungsszenarien (s. Kap. 4)

Zur Berechnung des aktuellen und zukünftigen Kalkungsbedarfs sind die in der Vergangenheit durchgeführten Kalkungsmaßnahmen (Zeitpunkt, Art und Menge der Ausbringung) wesentliche Grundlage. An der NW-FVA werden zurzeit digitale Karten aller bereits im Oker Einzugsgebiet durchgeführten Kalkungsmaßnahmen erstellt und aufbereitet. Die Abb. 32 zeigt, dass für Teile des Einzugsgebiets die Daten des Kalkungskatasters bereits vorliegen. Die zugeführten Kalkungsmengen im Wassereinzugsgebiet der Oker liegen zwischen 3 und 15 t Kalk/ha. Es wurde auf fast 70% der Fläche im Einzugsgebiet bereits zweimal gekalkt. Die durchschnittlich ausgebrachte Menge liegt bei etwa 6 t Kalk/ha. Das Kalkungskataster für die übrigen Waldflächen im Einzugsgebiet wird derzeit fertig gestellt.

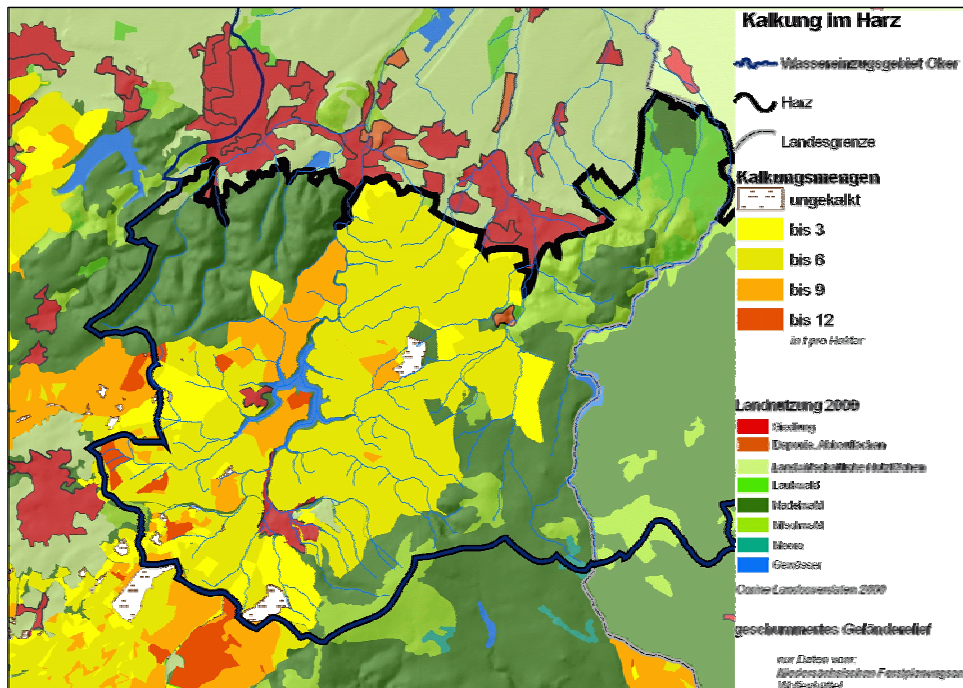


Abb. 32: Akkumulierte Kalkungsmengen im West-Harz (nur niedersächsischer Landesforsten)

Bei der Kalkung werden aus ökologischen und ökonomischen Gründen nur die Flächen gekalkt, die tatsächlich kalkungsbedürftig sind. Dieser Bedarf errechnet sich aus der Säurebilanz der Flächen, in die die bisher ausgebrachten Kalkungen und die Höhe der Stoffeinträge aus Deposition und Verwitterung einbezogen werden. Zusätzlich werden Flächen ausgeschlossen, die einem besonderen Schutzstatus unterliegen. Dies sind beispielsweise die Gewässer und ihre Randbereiche, Moore, Siedlungen, Straßen oder andere ökologisch sensible Flächen.

2.2 Modellentwicklung

Die Abb. 33 gibt einen Überblick über die Struktur des Kalkungsmoduls in SILVAQUA. Es basiert im Wesentlichen auf Meiwes u. Mindrup (2002) und den Kalkungsrichtlinien der niedersächsischen Landesforstverwaltung.

Mit den aktuell vorliegenden Daten sind bereits folgende Eingangsgrößen verfügbar:

1. Das Modell für die Bestimmung der Schutzzonen (Kalkungsausschlussflächen) beruht sowohl auf ATKIS- Daten als auch auf den Geometrien und Sachdaten der Forsteinrichtung, Waldbiotopkartierung und der Standortdaten.
2. Über das Depositionsmodell (s. Kap. 6) werden die aufsummierten Werte aller bisherigen bestandsspezifischen Stoffeinträge seit 1950 bis heute mit den Kalkungsmaßnahmen standortsspezifisch zu einer Säurebilanz verrechnet.
3. Die Kalkung ist bereits erfolgreich in den Entwicklungsszenarien des Stoffhaushaltsmodells integriert.
4. Da in der Praxis aus Logistik- und Kostengründen nur größere, zusammenhängende Gebiete gekalkt werden, soll im Kalkungsmodul eine entsprechende Arrondierung erfolgen. Das kann bedeuten, dass einzelne Flächen etwas eher oder etwas später gekalkt werden, als sich allein aus der annualen Säurebilanz ergibt.

Die Abb. 33 zeigt die Vorhergehensweise der NW-FVA. Wie aus dem Ablaufschema hervorgeht, bildet das im Aufbau befindliche Kalkungsmodul alle diese Verfahrensschritte für die zukünftige Szenarienberechnung ab.

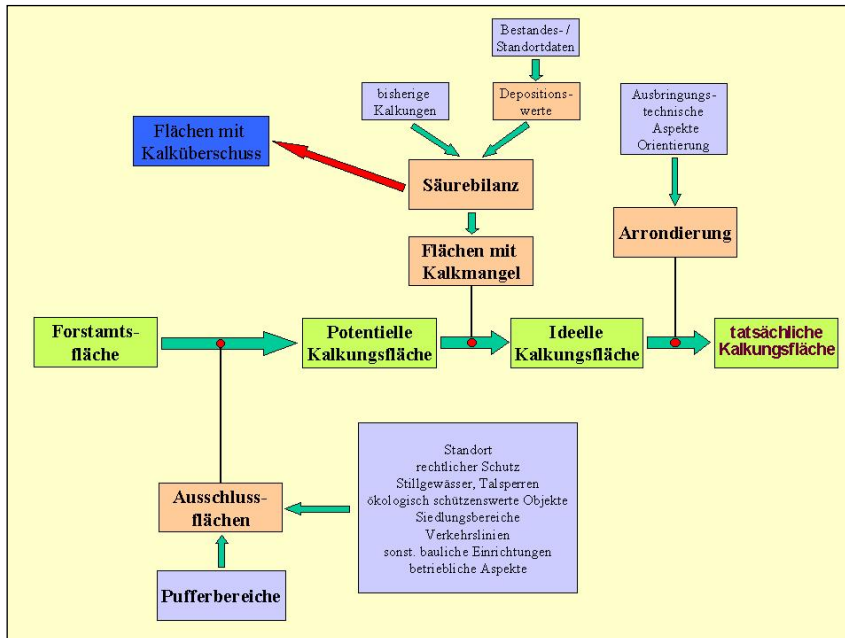


Abb. 33: Schematische Darstellung der bisherigen Kalkungsplanung der NW-FVA (Meiwes, Mindrup und Ackermann, 2007)

Für die erfolgreiche Modellierung von Kalkungsmaßnahmen und die Integration dieses Moduls in Stoff- und Wasserhaushaltsmodell erwiesen sich einfache Stoffbilanzen als nicht ausreichend. Deshalb wurde zur dynamischen Simulation das Modell Very Simple Dynamic (VSD) eingesetzt (vgl. Kapitel 6). Die Entwicklung des Kalkungsmoduls wird Anlehnung an den niedersächsischen Kalkungserlass vollzogen. Das Kataster der in der Vergangenheit bis heute im Projektgebiet durchgeführten Kalkungsmaßnahmen wird von der NW-FVA um die bisher noch fehlenden Bereiche im Nationalpark Harz ergänzt. Da noch keine aktualisierten Daten vorliegen, konnten bisher keine flächenhaften Berechnungen erfolgen.

Um die Gefährdung von Stoffausträgern bei fortschreitender Tiefenversauerung abzubilden, wurden die Mächtigkeiten der Verwitterungsdecken auf der Basis von Reliefdaten und der Geologie für das Gebiet modelliert (Abb. 34).

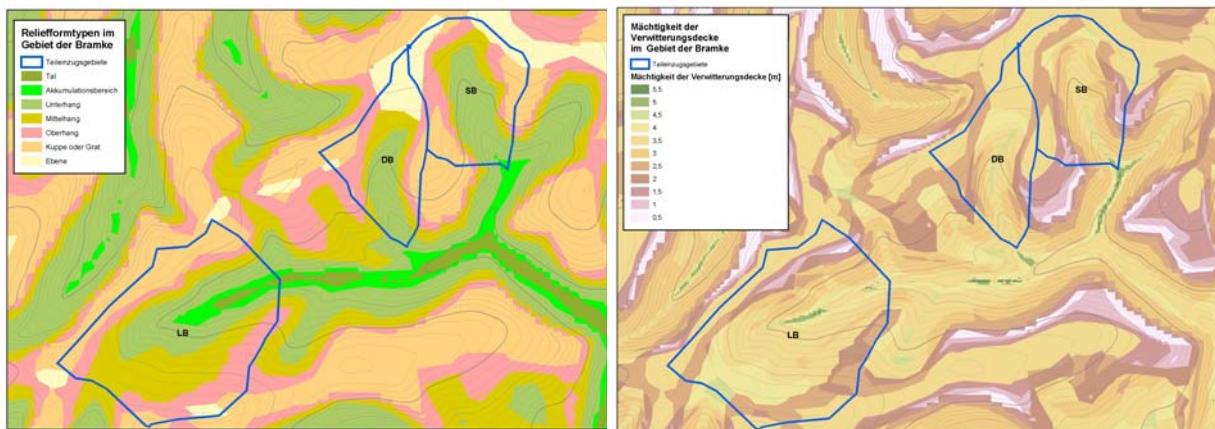


Abb. 34: Reliefformtypen und modellierte Mächtigkeit der Verwitterungsdecke im Gebiet der Großen Bramke (nach Malessa et. all)

Die Einbeziehung von Nährstoffentzügen und gleichzeitiger Berücksichtigung von Kalkungs- und Düngungsmaßnahmen wurde inzwischen erfolgreich im Modul Stoffhaushalt integriert. Ergebnisse dazu wurden ausführlich auf einer Fachtagung im Juni 2007 vorgestellt. Eine Präsentation der Methode und der Ergebnisse für die Kalkung erfolgte im September auf der DBG-Tagung in Dresden.

3 Bewertung der Auswirkungen von waldbaulichen Maßnahmen und Gewässerrandgestaltung auf die Gewässerqualität

Unter dem Begriff der Gewässerstruktur werden alle räumlichen und materiellen Differenzierungen des Gewässerbettes und seines Umfeldes verstanden, soweit sie hydraulisch, gewässermorphologisch und hydrobiologisch wirksam und für die ökologischen Funktionen des Gewässers und der Aue von Bedeutung sind. Die Gewässerstrukturklasse ist ein Maß für die ökologische Qualität der Gewässerstrukturen und der durch diese Strukturen angezeigten ökologischen Funktionsfähigkeit der Gewässer. Maßstab der Bewertung ist der heutige potenziell natürliche Gewässerzustand, der sich nach Einstellung vorhandener Nutzungen im und am Gewässer einstellen würde (LAWA 2000). Die Abschätzung der Zielerreichung bezüglich der Struktur beruht allein auf dem Anteil der Strukturklassen 6 und 7. Die Struktur wirkt sich damit nur bei sehr starken Defiziten negativ auf die Beurteilung aus (EG-Wasserrahmenrichtlinie Bestandsaufnahme in Niedersachsen).

Waldbauliche Maßnahmen und forstliche Bewirtschaftung können sich in unterschiedlicher Weise auf die Gewässerqualität auswirken. Von besonderer ökologischer Bedeutung sind hierbei die ufernahen Bereiche des Waldes und insbesondere die Gestaltung der Uferrandbereiche. In einem ersten Schritt wurde der Anteil von Fließgewässern im Wald bestimmt, was sich in der praktischen Durchführung als nicht ganz einfach erwiesen hat. Die im GIS vorliegenden Daten sind weder in einem einheitlichen Maßstab erfasst worden, noch zu einem einheitlichen Zeitpunkt. Zudem liegen den unterschiedlichen Datensätzen nur teilweise gemeinsame amtliche geometrische Grundlagen wie z. B. ATKIS zugrunde. Die Abb. 35 und Abb. 36 verdeutlichen die Vielfalt vorhandener Informationen für das Einzugsgebiet der Oker. Vor dem Hintergrund des Waldes wurden die Gewässer aus verschiedenen Informationsebenen überlagert. Zur besseren Übersicht wird in dieser Abbildung nur ein Teil der gesamten vorhandenen digitalen Informationen zu den Oberflächengewässern dargestellt.

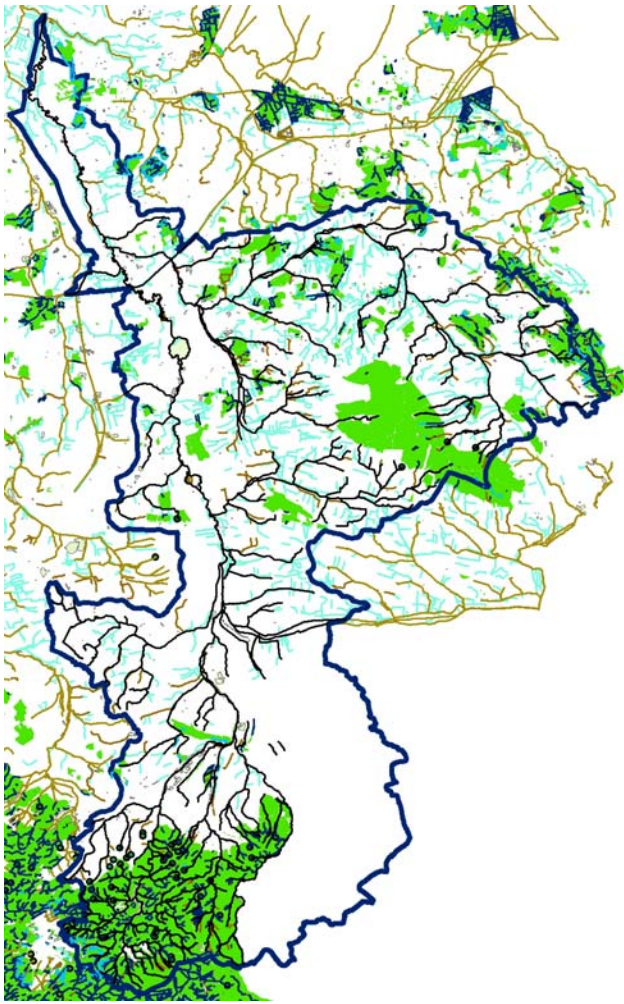


Abb. 35: Verschiedene Gewässerinformationen für das Einzugsgebiet der Oker (blau umrandet), unten mit dem 1x1 km Netz der UBA-Deposition der Nordharzteil (Datenherkunft NLWKN, ATKIS, niedersächsische Forsteinrichtung, GEOSUM, DLM 1000)

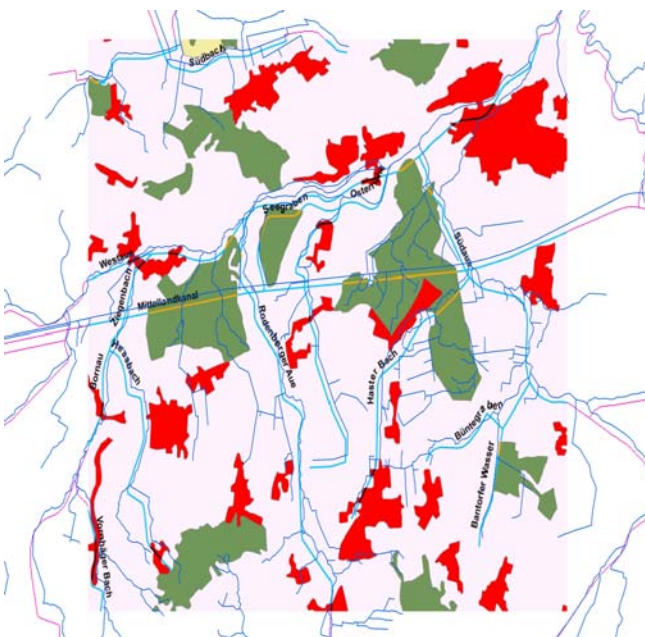


Abb. 36: Genauigkeitsprobleme durch unterschiedliche Maßstäbe

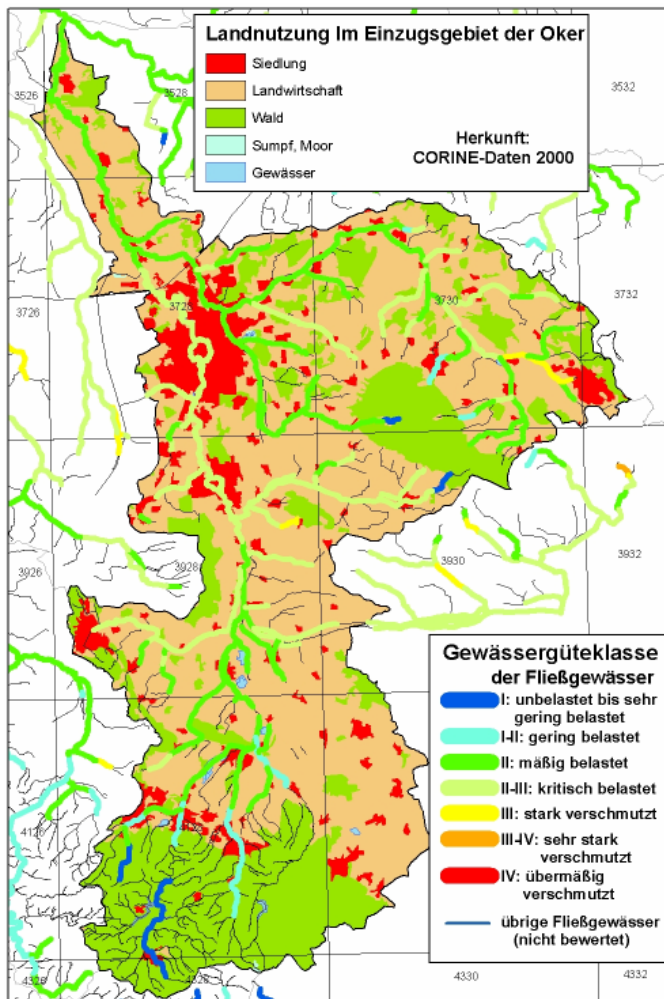


Abb. 38: Landnutzung im Okereinzugsgebiet nach CORINE 2000 Daten und Gewässergüteklassen für die niedersächsischen Fließgewässerabschnitte

Aufgrund der fehlenden Erfassung der kleineren Fließgewässer beschränken sich alle Auswertungen zu den Fließgewässern auf den niedersächsischen Teil des Okereinzugsgebiet. Die Gesamtlänge der (niedersächsischen) Gewässer im Okereinzugsgebiet beträgt nach den vorliegenden digitalen GIS Daten genau 1053,1 km. Nur für einen Teil dieser Gewässer gibt es weitere detaillierte Informationen. Daten zur chemischen Gewässergüte betreffen nur 501,4 km lange Abschnitte des gesamten Gewässernetzes.

Die Abb. 39 zeigt die prozentuale Verteilung der Landnutzung im gesamten Einzugsgebiet der Oker im Jahr 2000.

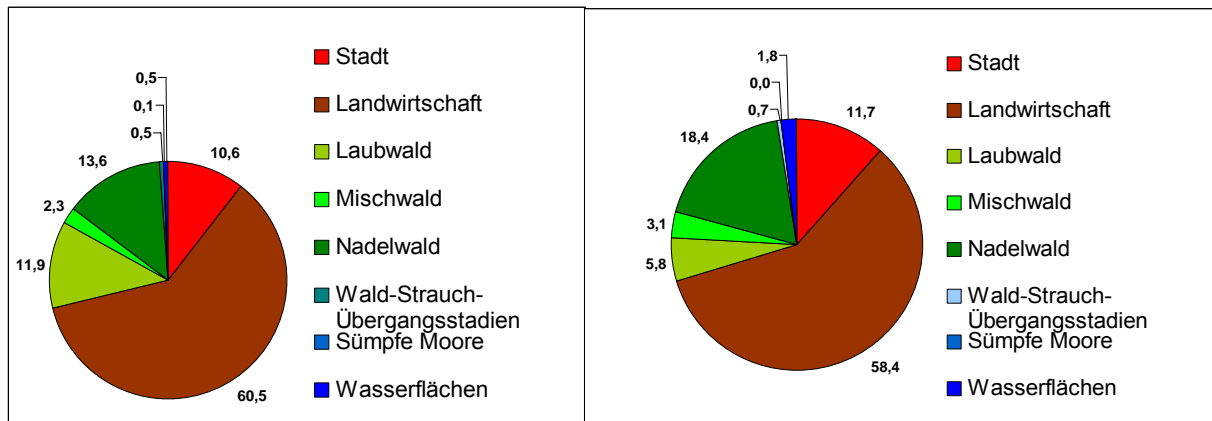


Abb. 39: Links: Prozentuale Flächenanteile der Landnutzung im gesamten Oker-Einzugsgebiet nach CORINE-Daten 2000. Rechts: Prozentuale Anteile der niedersächsischen Gewässerabschnitte im Oker Einzugsgebiet nach CORINE-Daten 2000

Diese Zahlen zeigen, dass die Landnutzung im Einzugsgebiet der Oker typisch für mittlere niedersächsische Verhältnisse ist. Durch eine Verschneidungsoperation im GIS konnten für die niedersächsischen Fließgewässer die entsprechenden prozentualen Anteile der Gewässerabschnitte berechnet werden (vgl. Abb. 40). Beim Vergleich der prozentualen Verteilung von Landnutzung und den Anteil der auf sie entfallenden Gewässerabschnitte fällt vor allem auf, dass es innerhalb des Waldes die stärksten Verschiebungen gibt. Ein verhältnismäßig hoher Anteil der Gewässer findet sich im Bereich der Nadelwälder und ein ziemlich niedriger Anteil im Laub- und Mischwald. Die Erklärung für diese Verschiebung der Anteile von Laub- und Nadelwald erklärt sich vor allen aufgrund der spezifischen geologischen Verhältnissen im Einzugsgebiet der Oker. Im Elm gibt es aufgrund der Geologie kaum Fließgewässer. Allerdings konzentriert sich hier der größte Teil des Laubwaldes.

Daten zur Gewässergüte liegen nur für Gewässerabschnitte mit größerer Einzugsgebietsfläche vor. Deshalb fällt erwartungsgemäß die Verteilung in der Abb. 40 deutlich anders aus.

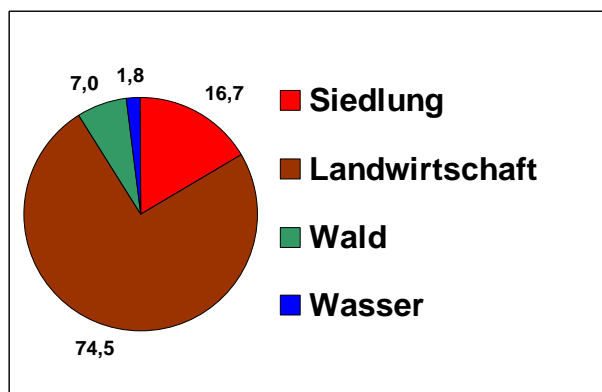


Abb. 40: Prozentuale Gewässeranteile mit Gütebewertung (nur Niedersachsen) an den vereinfachten Landnutzungsklassen nach CORINE 2000

Nur 7 % der niedersächsischen Gewässerabschnitte mit Angaben zur Gewässergüte entfallen im Einzugsgebiet der Oker auf den Wald. Wenn statt der schematischen, räumlich nicht hochauflösenden CORINE 2000 Daten die Forsteinrichtung herangezogen wird, tendiert der Anteil schon fast gegen Null. Für inhaltliche Auswertungen über den Einfluss der forstlichen Bewirtschaftung auf die Gewässerqualität sollten deshalb zusätzlich die kleineren Gewässer in entsprechende Auswertungen einbezogen werden.

Der Blick auf die Karte in der Abb. 38 zeigt aber überdeutlich, dass im Einzugsgebiet der Oker die Gewässergüte in den überwiegend bewaldeten Teileinzugsgebieten deutlich besser ist als im übrigen Teil des Einzugsgebietes. Dies belegen auch die entsprechenden prozentualen Anteile der Gewässergüteklassen I-IV in Abhängigkeit von der Landnutzung in der Tabelle 18.

Tabelle 18: Prozentualer Anteil der Gewässergüteklassen I – IV an den Landnutzungen nach CORINE 2000 (nur Niedersachsen)

Nutzung	I	I-II	II	II-III	III	IV
Siedlung	0,9	2,9	6,3	6,5		0,1
Landwirtschaft	0,6	1,7	40,1	29,9	1,7	0,4
Wald	1,5	1,2	3,4	0,9		
Wasser	0,9		0,8	0,1		

Es fällt es schwer, mit forstlichen Maßnahmen effektiv zur Verbesserung der Gewässergüte in diesem Gebiet beizutragen. Es bleibt bei dem Vorschlag, weitere Flächen aufzuforsten. Diese Aussage ist aber nicht gleichbedeutend damit, dass in anderen Gebieten forstliches Handeln nicht zu einer (deutlichen) Verbesserung der Gewässergüte beitragen kann (vergleiche Kapitel 6, Stoffhaushalt dort Stickstoffmodellierung).

Die Abb. 41 vermittelt einen Eindruck einer ersten, groben und vereinfachten Abschätzung für die potentielle Gefährdung durch Stickstoffausträge unter Wald für ganz Niedersachsen.

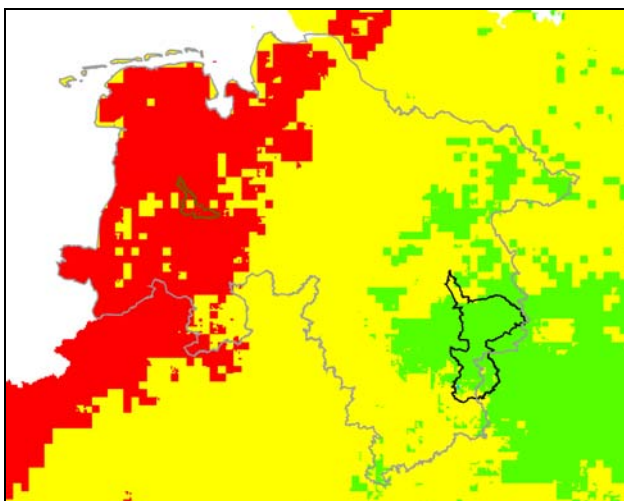


Abb. 41: Potentielles, grob abgeschätztes Risiko von Stickstoffausträgen im Sickerwasser unter Wald (Datengrundlage UBA Deposition 1990 – 1999).

Grün signalisiert „freies“ waldbauliches Handeln, Rot deutet an, dass die Stickstoffdepositionen durch (politische) Maßnahmen reduziert werden müssen, weil selbst alle auf den Stickstoff abzielten forstlichen Maßnahmen allein nicht ausreichen, zu hohe Stickstoffausträge

(vgl. Trinkwasserrichtlinie) zu verhindern. Im gelben Bereich kann das Risiko nur über dynamische Modelle sinnvoll abgeschätzt werden

An dieser Stelle soll ausdrücklich die Anwendung dynamischer, flächenkonkreter Modellierung hervorgehoben werden. Modellrechnungen für den Bereich Ahlhorn (grüne Umrandung in der Abb. 41) konnten diese Bedeutung genauso zeigen, wie Berechnungen für die Teileinzugsgebiete der Langen, Dicken und Steilen Bramke (vgl. Kapitel 6 Stoffhaushalt).

Dem forstlichen Management steht mit Baumartenwahl, Bestandesstruktur und Bestandesbehandlung sowie Nutzungsintensität ein breites Instrumentarium von Maßnahmen zur Verfügung, mit denen das Management im Hinblick auf das Stickstoffaustragsrisiko betrieben werden kann.

Die Abb. 42 zeigt dies exemplarisch für den Bereich der niedersächsischen Landesforsten im nördlichen Teil des Einzugsgebiets der Oker. Im linken Teil ist die Situation ausgehend von der Forsteinrichtung 1992 - 1997 in diesem Gebiet dargestellt. Grau abgedunkelt sind die Bereiche in denen Naturschutzaufgaben den Bereich zulässiger und möglicher Maßnahmen begrenzen. Flächenhaft bedeutsam im Einzugsgebiet der Oker ist dabei der Nationalpark Harz (dargestellt nur der niedersächsische Teil). Für die Hauptbaumarten wurde die ökonomisch optimale Umtriebszeit abgeleitet. Ausgehend vom aktuellen Alter lässt sich damit der Zeitpunkt der ökonomisch sinnvollen Endnutzung berechnen. Die verschiedenen Blautöne in den Karten stehen dabei für Zeitpunkte vor 2007, Dunkelblau für die „ältesten“ Zeitpunkte (1843) hellblau bis 2006. Rot hervorgehoben sind alle Flächen, deren berechnete Endnutzung in den Zeitraum von 2007 bis 2015 fällt. Es handelt sich dabei um Flächen, auf denen flächenhaft ein Umbau im Hinblick auf neue Bewirtschaftungsziele stattfinden könnte, ohne dass dieser Umbau mit massiven ökonomischen Einbußen einer vorzeitigen Nutzung oder eines radikalen Umbaus belastet wäre. Wie aus der Karte ersichtlich, ist dieser Handlungsraum in diesem Teil des Einzugsgebiets relativ gering. Der Farbverlauf von Grün über Gelb (2030) ins Gelbgrau zeigt den potentiellen Zeitraum einer Endnutzung unter rein ökonomischen Kriterien. Im linken Teil der Abb. 42 erscheint es so, als würden noch erhebliche Handlungsräume im „blauen“ Bereich bestehen, da in vielen Beständen das aktuelle Alter der Hauptbaumart die ökonomisch sinnvolle Umtriebszeit bereits übersteigt. Im rechten Teil ist die Situation für den Zeitpunkt der letzten, aktuellen Forsteinrichtung für den Harz, des Jahres 2003 dargestellt. Hier wurden alle Bestände zusätzlich ausgedunkelt, in denen eine entsprechende Endnutzung innerhalb des dazwischen liegenden Zeitraums bereits stattgefunden hat.

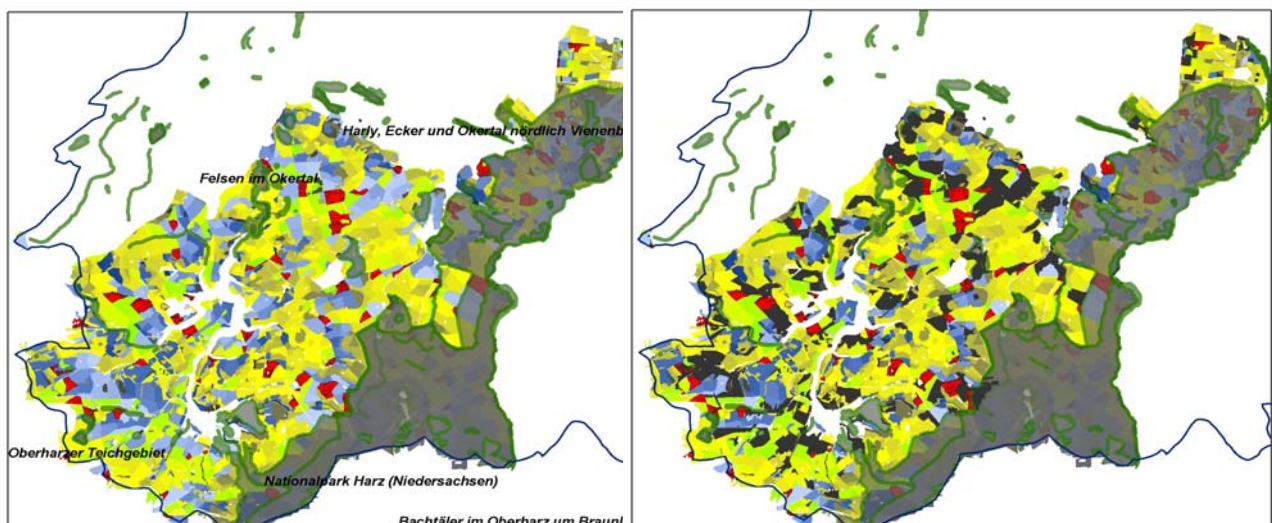


Abb. 42: Potentielle Handlungsräume für forstliche Maßnahmen

Damit wird deutlich, dass kaum freie Handlungsräume für pauschale flächenhafte Maßnahmen im Sinne der EG-WRRL - Ziele bestehen ohne erhebliche Ertragseinbußen zu haben. Deshalb werden spezielle punktuelle Maßnahmen mit direktem Einfluss auf die Gewässer sowohl aus ökonomischer als auch ökologischer Perspektive interessant. Dieses betrifft zum einen den forstlichen Wegebau. Forstwege und Schneisen können Gewässer queren. Dabei können durch den Wegebau strukturelle Beeinträchtigungen der Gewässer eintreten. Eine GIS - Analyse soll helfen, den möglichen Umfang abzuschätzen. Im GIS wurden in einem ersten Schritt alle potentiellen Gewässerquerungen durch Forstwege und Schneisen erfasst.

Die Abb. 43 zeigt potentielle Gewässerquerungen durch den forstlichen Wegebau exemplarisch für das Revier Schulenberg. Die digitale Analyse hat dabei eine Reihe von Unstimmigkeiten hinsichtlich der digitalen Daten des Gewässernetzes aufgezeigt. An dieser Stelle wurden für die Ergebnisdarstellung die Gewässerabschnitte vor der Analyse zu durchgängigen Abschnitten zusammengefasst. Unstimmige Abschnitte wurden aus der Analyse herausgenommen. In der Tabelle 19 werden die Ergebnisse der GIS - Analyse für die Gewässer im Revier Schulenberg zusammengefasst.

Tabelle 19: Gewässerquerungen durch den forstlichen Wegebau im Revier Schulenberg,

	Anzahl		Durchschnitt	neue Anzahl	Durchschnitt
Gewässer	Abschnitte	Gesamtlänge	Länge (m)	Mit Wegen	Länge (m)
Aeke	1	1.564,4	1.564,4	7	223,5
Bach im Altes Tal	1	1.283,4	1.283,4	5	256,7
Bach im Mertenstal	1	1.345,7	1.345,7	4	336,4
Große Bramke	1	1.555,8	1.555,8	8	194,5
Kleine Bramke	2	790,2	395,1	4	197,6
Kleines Birkental*	1	1.371,2	1.371,2	6	163,7
Lange Bramke	1	2.215,0	2.215,0	14	158,2
Riesenbach	3	2.764,9	921,6	14	197,5
Schalke	3	3.381,0	1.127,0	11	307,4
Silberbach	1	805,4	805,4	2	402,7
Steile Bramke	1	1.069,2	1.069,2	7	152,7
Zellerfelder Kunstgraben	1	2.557,8	2.557,8	9	284,2
Gesamtergebnis	17	20.704,0	1.217,9	91	279,8

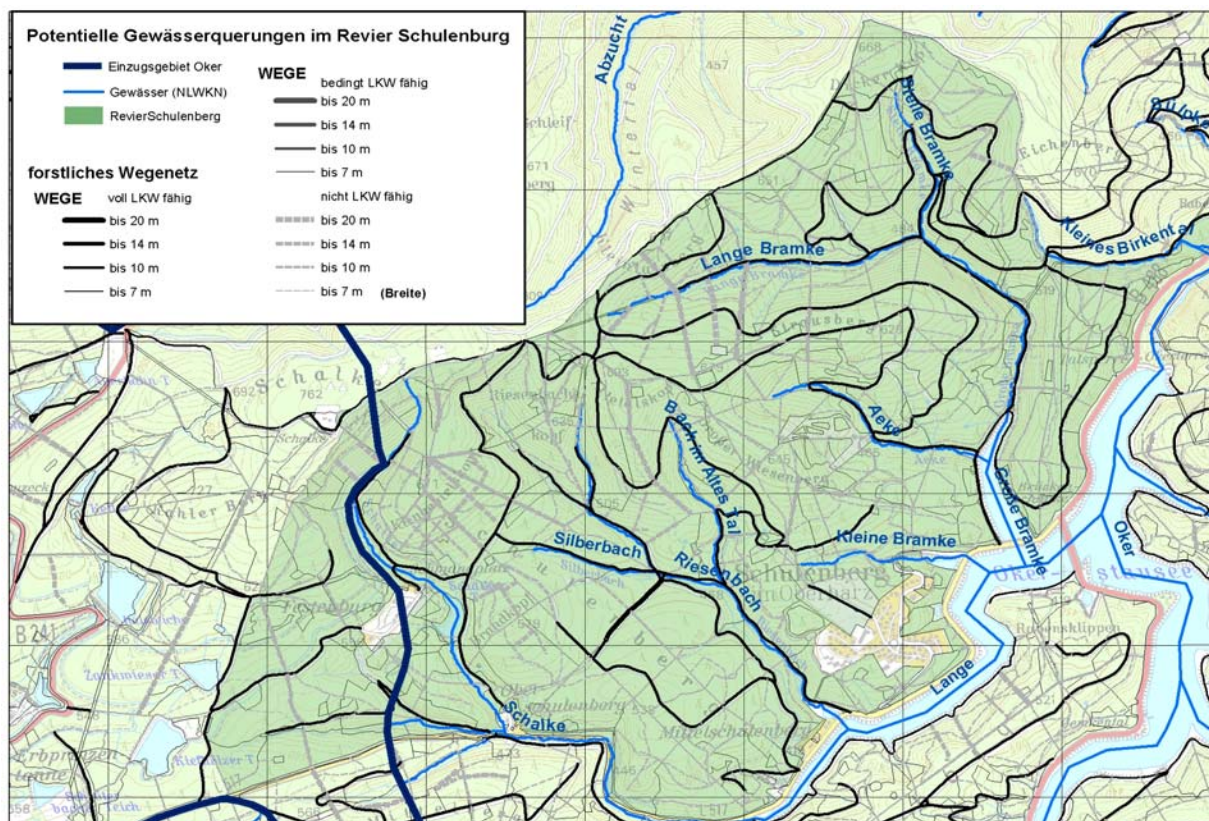


Abb. 43: Potentielle Gewässerquerungen durch das forstliche Gewässernetz im Revier Schulenburg

Die Angaben für die Gewässerlänge in der Tabelle 19 beziehen sich ausschließlich auf die Gewässerabschnitte innerhalb des Waldes. Die Länge aller Oberflächengewässer (17 Gewässerabschnitte) beträgt zusammen 20,7 km, die Durchschnittslänge ohne Querungen 1,2 km. Durch die Verschneidung mit dem forstlichen Wegenetz ergeben sich 91 Gewässerabschnitte. Dies entspricht einer potentiellen Anzahl von 74 Gewässerquerungen im Revier Schulenburg durch den forstlichen Wegebau. Bewusst wird hier der Begriff „potentiell“ verwendet, da es sich teilweise um digitale Unstimmigkeiten und Ungenauigkeiten handeln wird. Die Durchschnittslänge aller Gewässerabschnitte sinkt auf weniger als 280 Meter. Anders ausgedrückt, sind im Durchschnitt im Revier Schulenburg fast 3,6 Gewässerquerungen pro km Fließgewässerlänge zu erwarten.

Die Abb. 44 zeigt das Prinzip für den Bereich der Bramke. In der Karte wurden alle Gewässerabschnitte mit unterschiedlichen Farben dargestellt. Ein Teil der im GIS analytisch abgeleiteten potentiellen Gewässerquerungen existiert in der Realität nicht. Damit ist der reale Problemdruck durch eventuell die Gewässer strukturell und qualitativ belastende Querungen geringer.

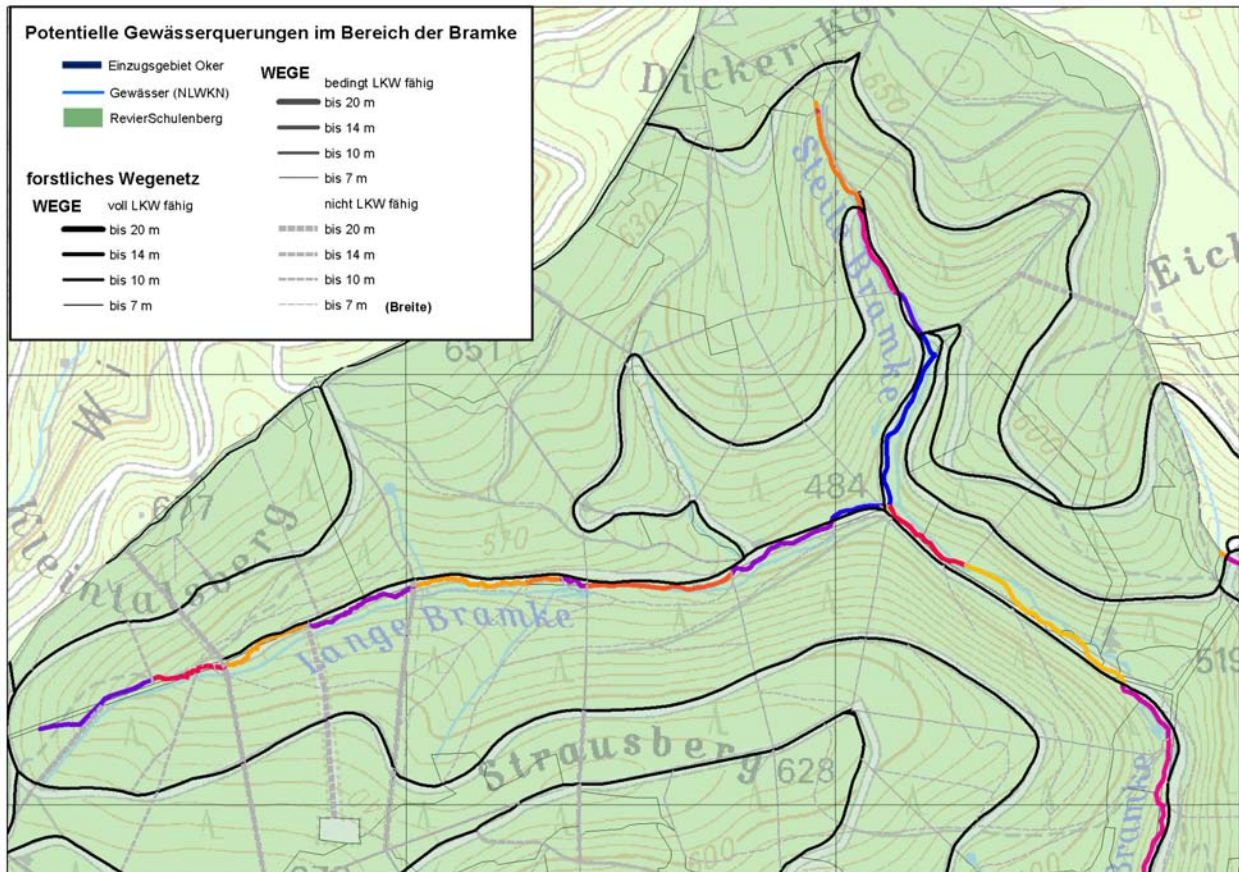


Abb. 44: Potentielle Gewässerquerungen durch den forstlichen Wegebau im Bereich der Bramke.

Die Gewässerränder gehören nach der EG-WRRL mit zu den besonders geschützten Ökosystemen der Gewässer. Waldbauliche Maßnahmen können sich sehr direkt auf die Gewässerränder auswirken. Teilweise wurden und werden im unmittelbaren Randbereich zielgerichtete Maßnahmen durchgeführt (siehe Abb. 45). Die teils auch einen zukünftigen Nutzungsverzicht einschließen.



Abb. 45: Gewässerrand der Bramke (Fotos: B. Ahrends)

Die Durchgängigkeit gerade der kleineren Bäche kann stark durch die Art der forstlichen Erschließung, des Wegebbaus und der Befahrung beeinflusst oder gar beeinträchtigt werden. Die Befahrung kann zu unnötig hohen Stoffeinträgen durch Schweb- und Trübstoffe und Sedimentfrachten in die Gewässer führen. Im GIS kann die Naturnähe der Gewässerränder prinzipiell für beliebige Teilräume in automatisierter Form ermittelt werden.

Das vom Waldplaner zugrunde gelegte Modell (1:1.000.000) für die PNV - Bestockung erscheint für die Frage der naturnahen Gewässergestaltung zu ungenau. Deshalb wurde in Kooperation mit dem Forstplanungsamt und GISCON (geo.engineering.gmbh) eine neue Version des im letzten Zwischenbericht gezeigten PNV - Modells für das Einzugsgebiet Oker berechnet. Mit Hilfe der aus den Standorts- und Reliefdaten abgeleiteten Karte der PNV kann die Naturnähe der aktuellen Bestockung bestimmt werden oder alternativ als „Vorlage“ für die Zielbestockung eines streifenhaften Umbaus entlang der Gewässer dienen.

Ein weiteres direkt auf den Standortdaten basierendes, regionalisiertes Modell wurde für die Waldentwicklungstypen (WET) des niedersächsischen Waldbaukonzepts LÖWE flächenhaft für die Standorte der montanen Stufe des Harzes (475 – 700 m) und der ober- und hochmontanen Stufe (> 700 m) umgesetzt. Die Abb. 46 zeigt die auf den Standortdaten basierenden WET's exemplarisch für das Gebiet der Langen Bramke. Deutlich sichtbar wird hier, dass bachbegleitend nach dem LÖWE - Konzept eine naturnahe Bestockung vorgesehen ist. Seit vielen Jahren findet ein uferbegleitender Umbau von Beständen entlang der Gewässerränder statt. Diese Maßnahmen finden sich aber nur zu einem geringen Teil flächenscharf in den digitalen Forsteinrichtungsdaten wider, weil sie im Maßstab der Forsteinrichtung nicht mehr abbildbar sind (z. B. die so genannten Hilfsflächen der Forsteinrichtung). Automatisierte Auswertungen ergeben daher tendenziell immer einen eher „schlechteren“ Zustand, als real vorhanden. Trotzdem können das GIS und entsprechende Modelle ein geeignetes Instrumentarium sein, um gezielt Risiken abzuschätzen, sowie auf großräumiger Ebene gezielt zu planen. Von der räumlichen Auflösung her eignen sich allerdings Daten aus den Maßstäben 1:5.000 und 1:10.000 oder größer nur begrenzt für die Planungs- und Maßstabsebene Gewässerrand.

SILVAQUA

WBRL-Pilotprojekt

Auswirkungen forstlicher Bewirtschaftung auf die Qualität und Quantität von Sicker- und Oberflächengewässern in bewaldeten Einzugsgebieten

Waldentwicklungstypen (WET) nach dem aktuellen Waldbauprogramm LÖWE im Teileinzugsgebiet Lange Bramke

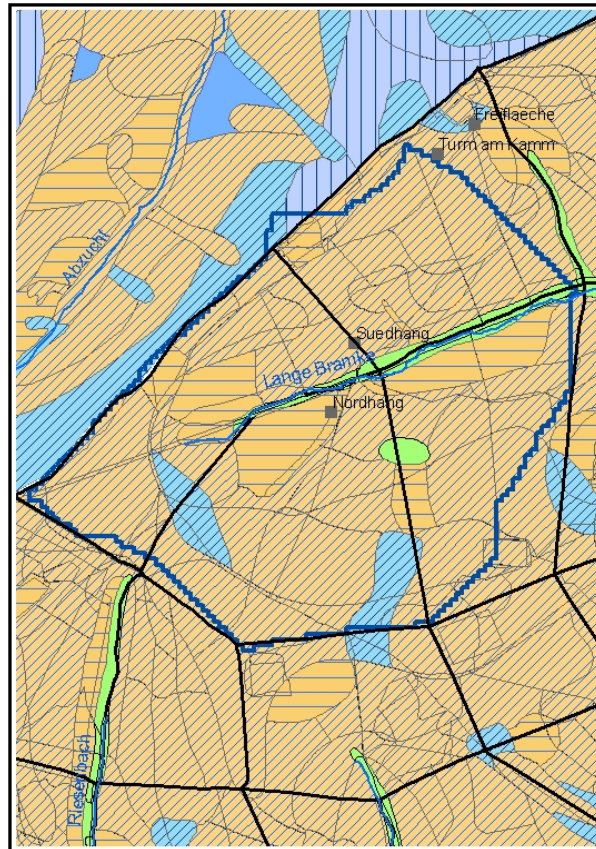
* LÖWE = Langfristige ökologische Wald-Entwicklung

Projektsaufzeit
September 2005 bis März 2008

gemeinsame Projekt-Bearbeitung durch:

- Unterhaltungsverband Oker (UV Oker)
- Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt (NFV)
- Institut für Bodenkunde und Waldernährung (IBW)
- Institut für Forstökonomie (FORECO)
- Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (NLFB)
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küstenschutz und Naturschutz (NLWKN)
- Harzwasserwerke (HWW)
- Niedersächsisches Forstplanungsamt (NFP)
- Niedersächsische Landesforsten (NLF)

Gefördert vom:
Niedersächsischen Umweltministerium
und der
Harzwasserwerke GmbH



Wassereinzugsgebiet Lange Bramke

- Gewässernetz
- Wassereinzugsgebiet

Waldentwicklungstypen (WET)

- Abteilungsnetz Forstamt Clausthal
- Buche führend (WET = 25)
- Roterle (WET = 40)
- Fichte rein (WET = 50)
- Fichte führend (WET = 52)
- Fichte-Eberesche (WET = 54)
- Douglasie-Buche (WET = 52)
- Sonderentwicklungstyp mit Fichte (WET = 95)

* LÖWE - Szenario nur aufgrund von Standortdaten gerechnet, 1. vorrangiger WET

0 50 100 200 300 400 500 Meter

SILVAQUA

GIS
Geographisches Informationssystem

Abb. 46: Waldentwicklungstypen (WET) nach dem niedersächsischen Waldbauprogramm LÖWE

Auch für die Humusformen ist ein Ansatz gemeinsam mit den oben genannten Kooperations-Partnern zur Regionalisierung entwickelt worden. Diese Ergebnisse wurden auf einer Fachtagung des Forstplanungsamts und der forstlichen Versuchsanstalt im letzten Jahr im Rahmen von Freilandexkursionen vorgeführt. Die Abb. 47 zeigt die Verteilung der Humusgruppen im Gebiet der Langen Bramke.

SILVAQUA

WRRL-Einzugsgebiet

Auswirkungen forstlicher Bewirtschaftung
auf die Qualität und Quantität von Sicker-
und Oberflächengewässern in bewaldeten
Einzugsgebieten

Verteilung der Humusgruppen im Teileinzugsgebiet Lange Bramke

Projektsaufzeit
September 2005 bis März 2008

gemeinsame Projekt-Bearbeitung durch:

Unterhaltungsverband Oker (UV Oker)
Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt (NFV)
Institut für Bodenkunde und Waldernährung (IBW)
Institut für Forstökonomie (FORECON)
Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (NLFB)
Niedersächsischer Landesbetrieb für
Wasserwirtschaft, Küstenschutz und Naturschutz (NLWKN)
Harzwasserwerke (HWW)
Niedersächsisches Forstplanungsamt (NFP)
Niedersächsische Landesforsten (NLF)

Gefördert vom:
Niedersächsischen Umweltministerium
und der
Harzwasserwerke GmbH

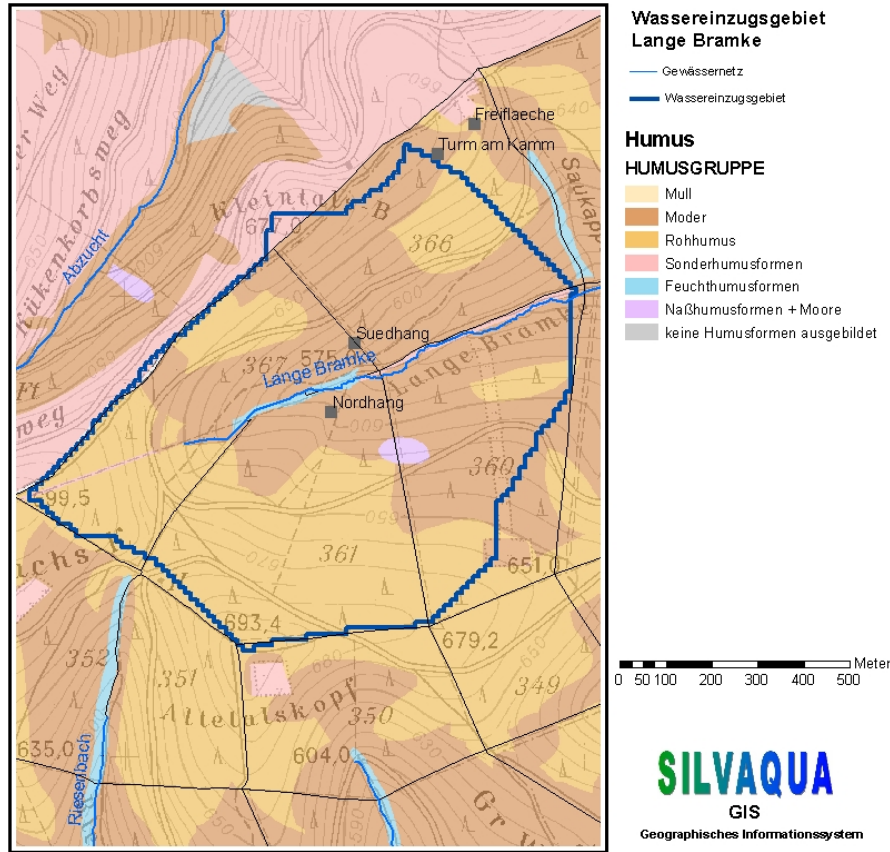


Abb. 47: Humusformen für das Gebiet der Langen Bramke

Mit der Ableitung von grundwasserabhängigen Ökosystemen im Wald über Daten der Standortkartierung und das PNV - Modell wurde begonnen. Die Identifizierung und Lokalisierung dieser Ökosysteme ist die notwendige Voraussetzung für zielgerichtete Maßnahmen im Sinne der EG-WRRL. Gerade im Zusammenhang mit der Wiedervernässung von Standorten wären sie von vordringlichem Interesse. Einen ersten Eindruck kann die Abb. 48 vermitteln. Hier wurde die Geländeform nach dem Kartierschlüssel der niedersächsischen Standortkartierung (Bergland-Schema) dargestellt. Leicht ausgegraut wurden die Bereiche mit FFH oder Nationalpark Status. Gut erkennbar ist, dass sich hier der Großteil der grundwasserabhängigen Ökosysteme und Berglandmoore findet. Gleichzeitig handelt es sich um Flächen die aufgrund ihrer Schutz und Zweckbindungen nicht „frei“ forstlich zu bewirtschaften sind. Aspekte einer Wiedervernässung müssten hier auf einer anderen Ebene mit dem Naturschutz und der Nationalparkverwaltung geführt werden. Das Einzugsgebiet der Oker eignet sich aufgrund teils sehr gebietsspezifischer Merkmale (keine hohe Stickstoffbelastungssituation) begrenzt, um sinnvolle forstliche Maßnahmen im Rahmen der Ziele der EG-WRRL abzuleiten und vorzuschlagen. In methodischer Hinsicht werden jedenfalls vom Projekt SILVAQUA wertvolle Methoden und Verfahren entwickelt, getestet und bereitgestellt, die auf beliebige andere Einzugsgebiete übertragen werden können.

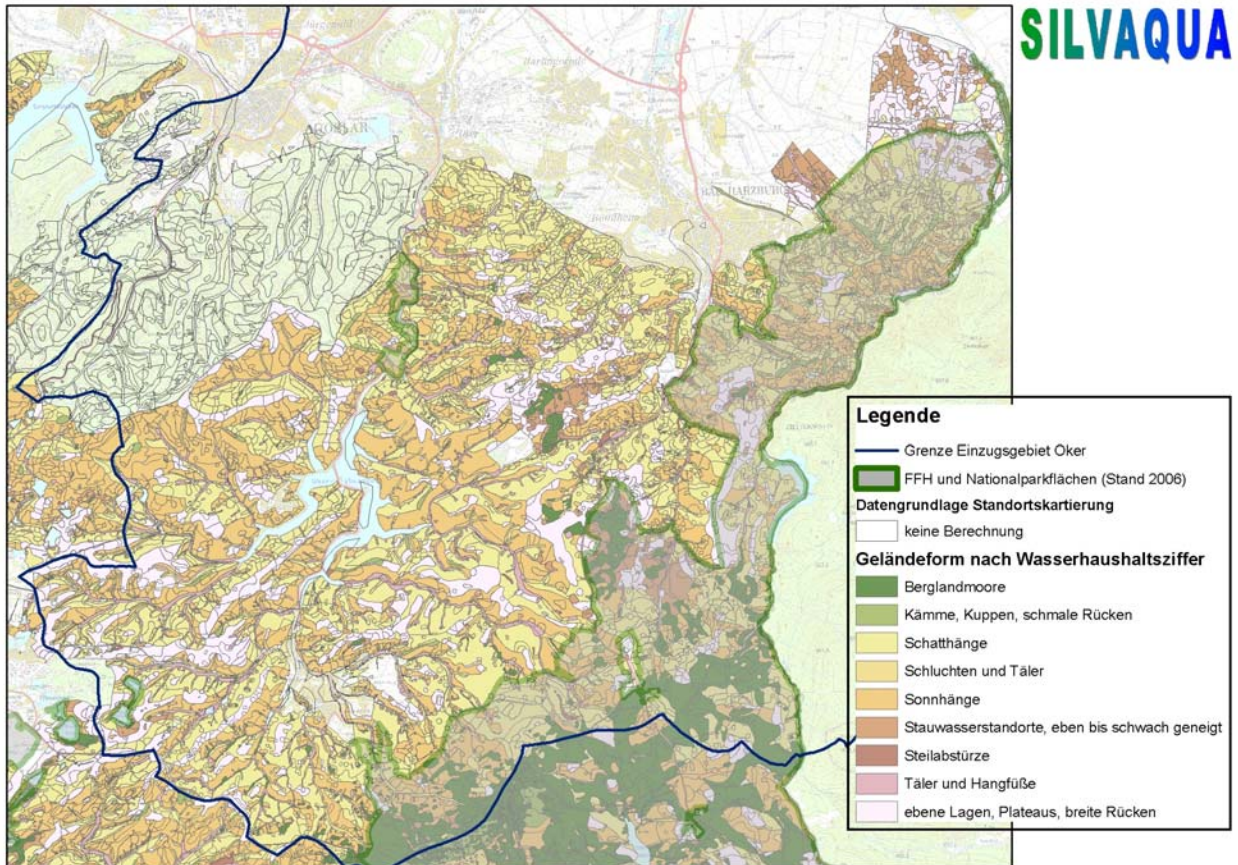


Abb. 48: Geländeform nach der Wasserhaushaltsziffer der niedersächsischen Standortkartierung

4 Parametrisierung regionaler Modelle auf Grundlage der Wissensbasis

Intensiv wurde bereits an der Parametrisierung regionaler Modelle auf Grundlage der Wissensbasis gearbeitet. Hierzu gehört die Integration der beiden Teileinzugsgebiete Dicke und Steile Bramke in die Modellierung. Ein Ziel war dabei die Ableitung weiterer Eingangsgrößen für die anderen Teilmodule. Da von den Harzwasserwerken entgegen ursprünglicher Zusagen nicht wie gewünscht Daten zum Abfluss und der Gewässerchemie zur Verfügung gestellt wurden, bieten die beiden Pegel der Dicken und Steilen Bramke mit ihren langjährigen vorliegenden Messreihen die Möglichkeit einer Validierung von Teilmodellen. Erste Ergebnisse werden im Kapitel Stoffhaushalt vorgestellt.

Einen inhaltlichen Schwerpunkt machte in der zweiten Phase eine Reihe von Versuchen zur Regionalisierung von Bodenprofilen und Bodeneigenschaften aus. Zurzeit sollen zwei Ansätze gegeneinander in ihrer Eignung von den anderen Teilmodellen geprüft werden. Zum einen handelt es sich dabei um in Kooperation mit der LBEG abgeleitete Profildaten, zum anderen werden Kombinationen von Reliefeigenschaften, geologischen Karten und der BÜK 50 vom Stoffhaushaltsmodell hinsichtlich Aussagekraft und Verwendbarkeit ausgetestet.

Die geringe Differenzierung der BÜK 50 erschwert allerdings die Ableitung sinnvoller Größen erheblich (siehe Kapitel Stoffhaushalt). Das Gebiet der Langen Bramke wird im Wesentlichen mit einem einzigen Polygon abgedeckt. Die Geologische Karte im Maßstab 1:25.000 ist dagegen wesentlich differenzierter, dies zeigt die folgende Abbildung. Die höchste standörtliche Differenzierung enthält zwar die forstliche Standortskarte, die allerdings keine Profile zu den digitalen Flächendaten vorhält. Im Vergleich der Differenzierung gerade im Bereich des Harzes fällt die BÜK 1:50.000 weit hinter die Auflösung der GK 50 zurück, in der Abb. 49 mit dünnen violetten Linien dargestellt. Hier wird deutlich erkennbar, dass die jeweiligen Karten unterschiedlichen Zwecken entsprechen und sich nur bedingt für die Verwendung in anderen Modellen und Maßstäben eignen.

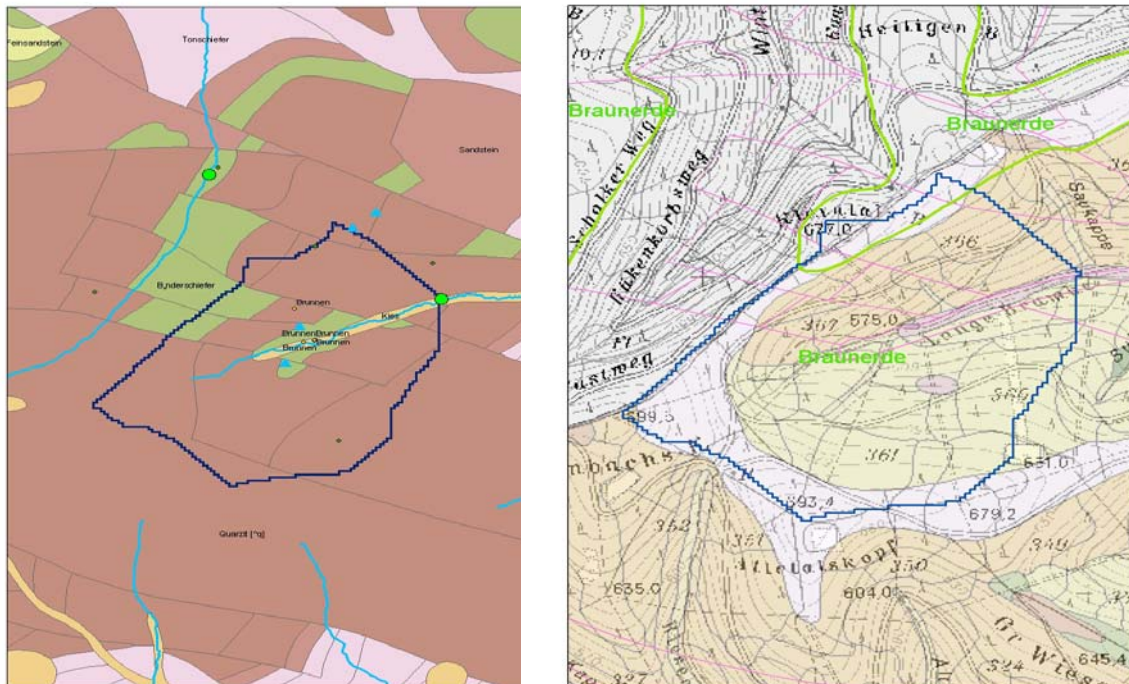


Abb. 49: Links: Ausgangsgestein nach der geologischen Karte 1:25.000 im Gebiet der langen Bramke; Rechts: in Grün die beiden Polygone mit Braunerden nach der BÜK 1:50.000, farbig die Geländeform nach der Wasserhaushaltsziffer im Landesforst

5 Wissensmanagement im engeren Sinne

Heute wird an jedem Tag mehr wissenschaftliches Wissen und Erkenntnis produziert als Einzelne überhaupt noch zur Kenntnis nehmen können. Trotzdem stehen dieser immens wachsenden Wissensbasis immer noch viele offene und ungelöste Fragen gegenüber. Eine zentrale Aufgabe bei der Umwandlung von Wissenschaft in Handlungsempfehlungen ist und bleibt, sich mit Fragen der Gültigkeit und der Übertragbarkeit zu beschäftigen.

In der Literatur veröffentlichte Anweisungen zur Analyse oder Synthese einer chemischen Verbindung lassen sich nach der Veröffentlichung an beliebigen anderen Orten erfolgreich umsetzen. Denn was dort beschrieben wird, das passiert unter definierten und kontrollierten Randbedingungen. Sobald es um ökologische Forschung unter Freilandbedingungen geht, sieht das ganz anders aus. Die Veränderlichkeit der Randbedingungen gehört bereits zu den systeminhärenten Merkmalen selbst. Auch gelingt es selbst den großen mit immensem Forschungsaufwand über Jahrzehnte betriebenen Ökosystemstudien nicht, gleichzeitig auch nur annähernd alle wichtigen Teilaspekte zu erfassen und erfolgreich in ihrem Zusammenspiel zu beschreiben. Es können immer nur Teilaspekte herausgegriffen und mehr oder weniger isoliert untersucht werden. Ergebnis derartiger Untersuchungen sind Teilmodelle, die in der Regel versuchen, stark zu vereinfachen. Dies ist immer ein wichtiger Teilschritt zur wissenschaftlichen Erkenntnis. Der Prozess, innerhalb des Kontextes der europäischen Wasserrahmenrichtlinie einen Konsens zu finden, ist bei den Fragen der chemischen Gewässergüte immer deutlich einfacher und schneller als zu den Fragen nach ökologischen Kriterien abgelaufen. Bis heute besteht zu vielen ökologischen Fragen noch kein Konsens. Ein wichtiger Teilschritt war immer, sinnvolle Kategorien zu finden, die sich sowohl zur Abgrenzung auf der einen Seite als auch zur Gruppierung auf der anderen Seite eignen.

Die im Jahr 2003 gegründete EU-Arbeitsgruppe „Ecological Status“ (ECOSTAT) hat eine Leitlinie zur gesamtheitlichen ökologischen Klassifikation von Oberflächengewässern erarbeitet, deren endgültige Fassung im November 2003 verabschiedet wurde.

Für den Nichtökologen ist das Ergebnis eine beachtliche umfangreiche Sammlung von Referenzgewässern und Leitbildern für den guten ökologischen Gewässerzustand geworden. Viele Praktiker hätten sich deutlich weniger, dafür einfacher zu handhabende Kategorien gewünscht. Für viele Ökologen ist die heute gültige Kategorisierung und Typisierung immer noch viel zu grob. Sie hätten sich mehr Differenzierung gewünscht, um die Besonderheiten von Lebensräumen und ihren Lebensgemeinschaften besser berücksichtigen zu können. Dahinter steckt das Expertenwissen, das sich die jeweiligen Systeme so stark voneinander unterscheiden, das sie im Zweifelsfall auch immer in einer unterschiedlichen Weise auf die gleichartigen äußeren Einflüsse reagieren werden. Bei der Frage welche Arten sich für die Charakterisierung und Messung von Gewässergüte eignen, konnte bis heute noch nicht in allen Fällen Einigkeit erzielt werden. Damit bleibt die Vergleichbarkeit von Aussagen und Analysen auf übergreifenden Raumskalen oder europaweit auch ein zumindest teilweise ungelöstes Problem. Die Typisierung anhand der Ausweisung von Referenzgewässern und die Ableitung von Leitbildern ist und bleibt ein starker, zukunftsweisender Ansatz. Das Leitbild dient wiederum als Basis, um in Abgleich mit der aktuellen Ausgangs- und Bestandssituation individuelle Entwicklungsziele und Maßnahmenempfehlungen räumlich explizit ableiten zu können (Arbeitshilfen der Gewässer-Nachbarschaften Bayern, 2007). Da die kleineren Fließgewässer allerdings bisher nicht vollständig typisiert sind, sind die Auswertung von Maßnahmen und die Ableitung von Handlungsempfehlungen schwierig, weil eine Ausweitung und Übertragung auf andere, einmündende Gewässer gerade im Oker Einzugsgebiet nur bedingt zulässig ist.

Zu den Charakteristika natürlicher, vom Menschen völlig ungestörter Fließgewässer gehört, dass nahezu alle Lebensraumtypen von der Quelle bis zur Mündung einschließlich der Nebengewässer durchgängig miteinander vernetzt sind. Die Gewässer selber sind dann über die Ufer, Randzonen und Auenbereiche mit den terrestrischen Ökosystemen verbunden. Von daher ist das Resultat der Auswertungen der Bestandsaufnahmen für den Zustand der deutschen und niedersächsischen Fließgewässer nicht erstaunlich. Es sind vor allem strukturelle und ökologische Defizite, die die Zielerreichung des guten Gewässerzustands bis 2015 für den überwiegenden Teil der Gewässer als unsicher oder unklar erscheinen lassen.

6 Modelle, regionale Übertragbarkeit und mögliche Unsicherheiten

Viele Praktiker begegnen Modellen mit Skepsis und Argwohn. Ein Modell ist immer eine Abstraktion von der Wirklichkeit und beruht auf Annahmen und Vereinfachungen. Trotzdem gibt es eine Reihe guter Gründe warum Modelle zunehmend unverzichtbarer werden.

Die Komplexität des Zusammenspiels diverser Faktoren im Bereich der Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf die Gewässerqualität ist groß. Gleichzeitig werden heute im Kontext der Wasserrahmenrichtlinie, des Naturschutzes, insbesondere aber unter dem Aspekt der Anpassung an den Klimawechsel immer möglichst differenzierte, flächenhafte Aussagen und teils langfristige Prognosen gebraucht. Diese Ansprüche und Ziele lassen sich nur über die Kopplung von Modellen und geographischen Informationssystemen realisieren.

Modelle müssen nach Möglichkeit auf ihre Plausibilität geprüft werden, und wo möglich mit unabhängigen Daten validiert werden, sowie für Prüfungen anderer zugänglich sein. Außerdem sollten Modelle im Falle eines längerfristigen Einsatzes nicht statisch bleiben sondern müssen jederzeit weiterentwickelt, angepasst und ergänzt werden. Deshalb wurde im Projekt SILVAQUA ein modularer Ansatz verfolgt, der auch den Austausch oder die Ergänzung einzelner Komponenten und Bausteine ermöglicht.

4.1 Qualität der Modelle

Die Qualität (und Sicherheit bzw. Unsicherheit) von Modellen ist stark von der Qualität der Eingangsdaten abhängig. Ein Modell kann nie besser als seine Eingangsdaten sein. Gerade Szenarien der Waldentwicklung sind zudem stark abhängig von der Wahl der Randbedingungen und der richtigen Abbildung der treibenden Kräfte. Bei den Abschätzungen von Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf die Gewässerqualität spielt die Qualität der Szenarien für die zukünftigen Depositionsentwicklung eine zentrale Rolle.

Die geometrische und attributive Qualität von GIS-Eingangsdaten wird in einem separaten Abschnitt im Anhang 3 abgehandelt. Qualitative Mängel erschweren die automatisierte, nicht überwachte Verarbeitung dieser Daten.

4.2 Die Übertragbarkeit der Teilmodule im Detail

Was die Qualität der regionalen Übertragbarkeit angeht, hat der Bereich der **Waldwachstumssimulation** die geringsten bis keine Schwierigkeiten. Die Entwicklung und Anpassung wurde von Anfang an konsequent an die niedersächsischen Verhältnisse vorgenommen. Solange die Modelle in Niedersachsen Anwendung finden, ist damit immer die regionale Übertragbarkeit gewährleistet.

In der Zeitachse verändert sich hingegen die Qualität bzw. die Unsicherheit der Szenarien stark. Die Entwicklung des Waldplaners und seiner Vorläuferversionen hatte zunächst die möglichst zuverlässige Simulation weniger Jahrzehnte zum Ziel.

Die dem Modell derzeit zugrunde liegenden Wachstumscharakteristika der verschiedenen Baumarten berücksichtigen allerdings nur das Wachstum unter heutigen Verhältnissen. Derzeit wird in anderen Projekten intensiv daran gearbeitet, ein potenziell geändertes Wachstumsverhalten unter veränderten klimatischen Bedingungen in die Modellierung zu integrieren. Für die Zeiträume die von der WRRL vorgesehen sind, spielen die Auswirkungen der derzeit prognostizierten klimatischen Veränderungen allerdings sicher noch keine Rolle für das Waldwachstum.

Für die Kalibrierung und Validierung des **Wasserhaushaltsmodells** konnte auf gemessene Daten zum meteorologischen Antrieb zurückgegriffen werden. Für die Zukunft liegen allenfalls, allerdings zum Teil recht unterschiedliche Szenarien unter differenzierten Annahmen zur zukünftigen klimatischen Entwicklung vor. Diese Daten sind als Prognosen und „Korridor“ zu verstehen. Weitere Ausführungen dazu finden sich im Kapitel Klima

Um den **Stoffhaushalt** im Projekt SILVAQUA zu beschreiben, wird nicht ein Modell eingesetzt, sondern es mussten viele Modelle miteinander gekoppelt werden. Ein wichtiges und in dieser Deutlichkeit so nicht vorhergesehenes Ergebnis bei der Entwicklung des Stoffhaushaltsmodell und der Analyse der ersten flächenhaften Ergebnisse war, dass aus Sicht des Stoffhaushalts auch für die Zukunftsszenarien die Vergangenheit Berücksichtigung finden muss. Dies ist detailliert im Kapitel zum Stoffhaushalt beschrieben.

Die hohen Einträge von Säure und Stickstoff durch die Deposition der Vergangenheit im Wald, sowie die in der Vergangenheit bereits durchgeführten Bodenschutzkalkungen haben einen so entscheidenden Einfluss auf den gewärtigen Status der Böden, das sie zwingend Berücksichtigung finden müssen. Deshalb wurde für das Stoffhaushaltsmodell, basierend auf den Ertragstabellen der Forsteinrichtung, ein eigenständiges Modul zur flächenhaften Rekonstruktion der Bestandesgeschichte entwickelt. Gerade für den Stoffhaushalt wirken sich Veränderungen im Depositionsgeschehen aus. Die Depositionskurven für die letzten 50 Jahre zeigen, dass sich die Stoffeinträge innerhalb von gemessen an Waldentwicklungszeiten kurzen Zeiträumen um entscheidende Größenordnungen ändern können. Insbesondere die weitere zeitliche Entwicklung der Stickstoffdeposition wird entscheidende Auswirkungen auf den Wald und die zukünftige Entwicklung der Gewässerqualität haben. Denn die depositionsbedingten Einträge sind unter Wald deutlich höher als bei jeder anderen Landnutzungsform. Weitere Ausführungen zu Modellunsicherheiten und der Übertragbarkeit sind dem Kapitel 6 und dem Anhang 2 zu entnehmen.

Spezielle Empfehlungen für forstliche Maßnahmen die dem Gewässer- und Bodenschutz dienen, müssen immer die lokalen Bezüge berücksichtigen. Eine Anzahl von potenziell besonders förderlichen genau wie besonders schädlichen Maßnahmen lässt sich über die Leitbilder der Fließgewässertypen ableiten. Informationen zum Standort, Klima, Relief und dem Bestand mitsamt seinen Bewirtschaftungszielen erlauben die Ableitung weiterer Empfehlungen, die wiederum entweder auf die Förderung des Gewässerzustands als auch auf die Verhinderung von Verschlechterungen abzielen können. Konkrete Maßnahmen müssen aber immer vor Ort geprüft und gegebenenfalls angepasst werden.

Das **ökonomische Bewertungsmodell** ist derzeit schon auf die niedersächsischen Verhältnisse angepasst. Es gibt bereits Möglichkeiten der räumlichen Differenzierung in Niedersächsisches Flachland und Niedersächsisches Bergland. Eine Anpassung der Datengrundlage an regionale Verhältnisse ermöglicht ohne weiteres eine regionale Übertragbarkeit.

Den Problemen einer zeitlichen Unsicherheit ist auch die ökonomische Analyse und Bewertung ausgesetzt. Hier werden analog zum Vorgehen in der klassischen Waldbewertung keine zukünftigen Wertveränderungen der Kosten – und Erlösverhältnisse unterstellt, sondern gehen konstant in die Berechnungen ein. Nicht berücksichtigt werden im dargestellten Bewertungsmodell Risiko und Unsicherheit. Angesichts der Langfristigkeit forstlichen Wirtschaftens spielen diese Faktoren eine besondere Rolle bei der forstbetrieblichen Entscheidungsfindung. Eine Einbeziehung von beispielsweise schwankenden Holzpreisen oder unsicherem Wachstum der Bestände würde eine relevante Erweiterung des verwendeten Modellansatzes darstellen.

4.3 Regionale Übertragbarkeit

Die Übertragung des Waldplaners und des ökonomischen Bewertungsmodells auf andere Regionen Niedersachsens ist derzeit schon gegeben. Die regionale Übertragbarkeit der Modelle für den Wasser- und Stoffhaushalt zieht einen zusätzlichen Aufwand bei der Parameterisierung und der Kalibrierung nach sich. Im Projekt SILVAQUA sind die Modelle für die spezifischen Bedingungen im Okereinzugsgebiet, dort insbesondere für den Harzteil entwickelt worden. Bei Modellauswahl und Anpassung wurde aber darauf geachtet, dass eine nachträgliche regionale Übertragung mit allerdings zusätzlichem Aufwand möglich ist.

Gerade die räumlich hochaufgelösten und damit qualitativ hochwertigen Eingangsdaten der Standortkartierung zu den Böden weisen erhebliche Unterschiede zwischen den meisten Bundesländern auf. An Übersetzungsschlüsseln und Anpassungs- sowie Vereinheitlichungsstrategien wird aber heute in verschiedenen, bundesländerübergreifenden Projekten bereits gearbeitet.

1 Bewertung nach dem Ertragswertprinzip

Die Bewertung nach dem Ertragswertprinzip vergleicht regelmäßig das Ergebnis der zu bewertenden Alternative mit der planmäßigen Entwicklung, auch Referenzentwicklung genannt (s. Abb. 50). Wird unterstellt, dass der Forstbetrieb eine erwerbswirtschaftliche Ausrichtung verfolgt, so stellt die planmäßige erwerbswirtschaftlich ausgerichtete forstliche Bewirtschaftung die „Referenz“, also das Bezugssystem, dar. Dabei kann man jedoch nicht grundsätzlich davon ausgehen, dass die Beibehaltung des „Status quo“ auf der Waldfläche als Referenz anzusehen ist. So kann z.B. auch ein Baumartenwechsel (wie bspw. Ersatz einer wenig produktiven Laubholzbestockung durch den Anbau von Douglasie oder Fichte) als Referenzentwicklung dienen. Die Referenzentwicklung muss jedoch betriebswirtschaftlich vorteilhaft sein und auch praktisch angestrebt werden.¹

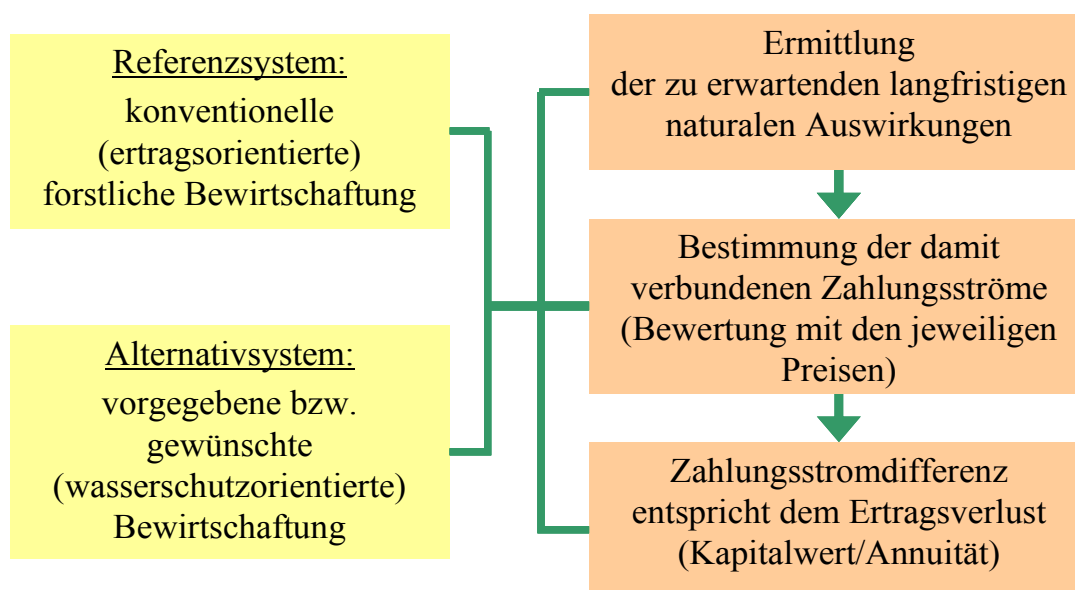


Abb. 50: Konzept der betriebswirtschaftlichen Bewertung

Eine dem Ertragswertprinzip folgende Bewertung von Bewirtschaftungsänderungen erfolgt üblicherweise in den folgenden drei Schritten (s. Abb. 50):

1. Zuerst sind die zu erwartenden langfristigen natürlichen Auswirkungen sowohl für die Referenz (i.d.R. die normale ertragsorientierte Forstwirtschaft) als auch für die geänderte Bewirtschaftung zu ermitteln. Dabei geht es um die Bestimmung des „Mengengerüsts“, der „Inputs“ und „Outputs“ in physikalischen Größen im zeitlichen Produktionsablauf (z.B. Erntemassen, Arbeitszeit, Maschinenzeiten, Pflanzenbedarf). Gegendübliche Produktionsrisiken müssen im Prinzip auch in das Mengengerüst einbezogen werden.
2. Auf der Basis dieses Mengengerüsts sind dann für die alternativen Entwicklungen die Zahlungsströme zu bestimmen, indem die Inputs und Outputs mit den jeweiligen Preisen bewertet werden.

¹ Moog & Brabänder (1994, S. 47) schreiben hierzu: „Der Naturschutz-Vertragspartner kann nicht verlangen, dass der Waldbesitzer die Naturschutzalternative mit einer Standard-Referenz, Beibehaltung der bisherigen Wirtschaftsweise (z.B. Beibehaltung der bisherigen Baumart) vergleicht.“ Vielmehr wird es oft Anliegen entsprechender Regelungen sein, den „Status quo“ zu sichern, z.B. die Erhaltung einer historischen Waldnutzungsform oder eines entsprechenden naturnahen Waldzustandes. Diese Aufrechterhaltung des „Status quo“ ist dann mit der betriebswirtschaftlich sinnvollsten Alternative als Referenz zu vergleichen.

3. Die Salden zwischen den Zahlungsströmen der Referenzentwicklung und der alternativen Entwicklung bilden schließlich die Grundlage der Ertragsbewertung. Der unter Verwendung der Methoden der dynamischen Investitionsrechnung üblicherweise ermittelte Kapitalwert oder Barwert des „Zahlungsstrom-Saldos“ entspricht dann dem Ertragsverlust. Dabei handelt es sich um einen „Grenzpreis“, also den Betrag, der dem Waldbesitzer mindestens zu erstatten ist, um den zu erwartenden Nachteil auszugleichen.

Dieses hier nur kurz skizzierte Bewertungskonzept ist als *Ertragswertkonzept* allgemein anerkannt. Es stellt ein in sich schlüssiges und konsistentes betriebswirtschaftliches Bewertungssystem dar.

2 Rechnerische Grundlagen des Jährlichen Holzproduktionswertes

Zu den rechnerischen Grundlagen siehe auch Möhring et al. (2006) und Möhring & Rüping (2006).

2.1 Formeln zur Berechnung des Kapitalwertes und der Annuität

Formel (1) zur Berechnung des Kapitalwertes:

$$K = \sum_{t=0}^n \frac{(E_t - A_t)}{(1 + i)^t} \quad (1)$$

K: Kapitalwert
 t: Zeitpunkt (Dauer Jahre seit Periodenbeginn)
 n: Dauer der Betrachtungsperiode in Jahren
 E_t: Einzahlung zum Zeitpunkt t
 A_t: Auszahlung zum Zeitpunkt t
 i: Kalkulationszinssatz

Formel (2) zur Berechnung einer Annuität aus einem Kapitalwert:

$$a = K \cdot \frac{i \cdot (1 + i)^n}{(1 + i)^n - 1} \quad (2)$$

a: Annuität (jährlich gleicher Zahlungsüberschuss)

Selbstverständlich kann auch ohne explizite Ausweisung des Kapitalwertes (K) ein un stetiger Zahlungsstrom einer Investition unmittelbar in einen äquivalenten, stetigen Zahlungsstrom überführt werden (siehe Formel 3).

Formel (3) zur unmittelbaren Berechnung einer Annuität aus dem Zahlungsstrom einer Investition:

$$a = \sum_{t=0}^n \frac{(E_t - A_t)}{(1+i)^t} \cdot \frac{i \cdot (1+i)^n}{(1+i)^n - 1} \quad (3)$$

Im Gegensatz zum Kapitalwert als stichtagsbezogener Vermögenskennzahl ist die Annuität eine zeitraumbezogene Zahlungsgröße. Sie entspricht einem möglichen jährlichen Entnahmebetrag und kann als „durchschnittlicher Nettoüberschuss“ interpretiert werden. (siehe BITZ 1998, S. 119f.). In diesem Sinne verweisen auch GÖTZE u. BLOECH (1995, S. 91) darauf, dass die Annuitätenmethode in Bezug auf die Interpretierbarkeit Vorzüge gegenüber der Kapitalwertmethode aufweise. Sie stelle eine spezifische Form eines „Durchschnittsgewinns“ dar und sei damit leichter zu interpretieren als der Kapitalwert.

2.2 Formeln zur Berechnung des jährlichen Holzproduktionswertes

2.2.1 Jährlicher Holzproduktionswert für eine Umtriebszeit

Wird die Formel der Annuität (siehe Formel 3) auf den gesamten forstlichen Produktionszeitraum der Länge (u), von der Bestandesbegründung bis zur Endnutzung², angewandt, so hat die Formel folgende Notation:

Formel (4) für die Berechnung einer Annuität aus der forstlichen Produktion einer Umtriebszeit:

$$a_u = \left(\frac{A_u}{(1+i)^u} + \sum_{a=1}^u \frac{D_a}{(1+i)^a} - c \right) \cdot \frac{i \cdot (1+i)^u}{(1+i)^u - 1} \quad (4)$$

Auf diese Weise wird eine jährlich konstante forstliche Erfolgsgröße, die für die gesamte Umtriebszeit gilt, ermittelt. Sie stellt den auf die Umtriebszeit bezogenen, **durchschnittlichen** jährlichen Holzproduktionswert dar.³

² Auf die Berücksichtigung von jährlichen Fixkosten (Verwaltungskosten) wird hier verzichtet, da unterstellt wird, dass sie unabhängig von der Produktions- bzw. Ernteentscheidung anfallen und insofern entscheidungsrelevant unerheblich sind.

³ Formal entspricht die mit Hilfe der Formel (4) berechnete Annuität der aus der Waldbewertung bekannten Größe der Bodenbruttorente. Hier wird auf den „Umweg“ verzichtet, zuerst den Bodenertragswert zu berechnen, daraus die Bodennetto-Rente abzuleiten und zu diesem Wert die jährlichen fixen Verwaltungskosten hinzuzuaddieren.

2.2.2 Jährlicher Holzproduktionswert für kürzere Zeiträume

Wird die Berechnung des jährlichen Holzproduktionswertes auf einen (n) Jahre umfassenden Zeitraum angewandt, bei dem im Zeitpunkt x der Bestand bereits einen erntekostenfreien Abtriebswert von A_x hat, im Alter a noch weitere Durchforstungen mit erntekostenfreien Durchforstungserträgen D_a erfolgen und im Alter $x+n$ der Bestand den erntekostenfreien Abtriebswert A_{x+n} aufweist, so errechnet sich für diesen n-jährigen Zeitraum der jährliche Holzproduktionswert mit Hilfe folgender Formel (5):

$$a_n = \left(\frac{A_{x+n}}{(1+i)^n} + \sum_{a=x}^{x+n} \frac{D_a}{(1+i)^{a-x}} - A_x \right) \cdot \frac{i \cdot (i+1)^n}{(1+i)^n - 1} \quad (5)$$

3 Kalibrierung des Bestandesmitteldurchmessers

Zur Schätzung des an die heutigen waldbaulichen Gegebenheiten besser angepassten Bestandesmitteldurchmessers ($Dg_{(kalibriert)}$) wurde die Funktion (6) in Abhängigkeit vom Ertragstafelmitteldurchmesser ($Dg_{(ET)}$) unter Nutzung der Parameter der Tabelle 20 im Anhalt an Wollborn & Böckmann (1998) verwendet:

$$Dg_{(kalibriert)} = M \cdot \left(1 - \left(B \cdot e^{-k \cdot Dg_{(ET)}} \right) \right) \quad (6)$$

$Dg_{(kalibriert)}$: kalibrierter Durchmesser
 $Dg_{(ET)}$: Durchmesser des Grundflächenmittelstammes aus der Ertragstafel
 e^x : e-Funktion (Eulersche Zahl $e=2,71828183$)
M, B, k: Parameter

Tabelle 20: Parameter für die Kalibrierungsfunktion

Baumart	Parameter		
	M	B	k
Eiche	131,99151027	0,937462902	0,008780122
Buche	145,37422009	0,947627027	0,008829492
ALh	180,28557859	0,940965896	0,005706934
ALn	2299,63248810	0,996974491	0,000368132
Fichte	66,712055348	1,005301259	0,029970328
Douglasie	15108,383766	0,999656329	0,000062945
Kiefer	87,546858067	0,969387250	0,017902933
Lärche	356,08938060	0,987754771	0,003411472

4 Anpassungsfaktoren für veränderte Ausgangsbedingungen

Die jährlichen Holzproduktionswerte werden aus den beschriebenen Inputdaten abgeleitet. Sie lassen sich auf der Basis geänderter Inputdaten jeweils neu berechnen und dies sollte auch geschehen, wenn sich die Datengrundlage insgesamt grundsätzlich ändert. Aus Praktikabilitätsgründen erscheint es vorteilhaft, wenn geänderte Ausgangssituationen wie z.B. nicht vollbestockte Bestände oder Mischbestände durch Anpassungsfaktoren berücksichtigt werden.

4.1 Zuwachsreduktionsfaktoren

Da die jährlichen Holzproduktionswerte in unmittelbarem Zusammenhang mit dem laufenden Zuwachs stehen, wird empfohlen, bei nicht voll bestockten Beständen die jährlichen Holzproduktionswerte auf der Basis der in der Forsteinrichtung gebräuchlichen Zuwachsreduktionsfaktoren anzupassen (weitere Ausführungen dazu siehe Anhang XXX). Insbesondere bei normalen altersbedingten Bestockungsgradabsenkungen erscheint die Verwendung von derartigen Korrekturfaktoren angebracht. In Tabelle 21 sind beispielsweise die Zuwachsreduktionsfaktoren dargestellt, wie sie von der Forsteinrichtung zur Anpassung des laufenden Zuwachses an den Bestockungsgrad in Niedersachsen verwandt werden.

Tabelle 21: Zuwachsreduktionsfaktoren für laufenden Zuwachs (IZ) nach Kramer (1982)

Baumart	1,0	0,9	0,8	0,7	0,6	0,5	0,4	0,3	0,2	0,1	Bestockungsgrad
Fi	1,00	1,00	0,95	0,90	0,80	0,65	0,50	0,35	0,20	0,10	
Ki	1,00	0,95	0,90	0,85	0,75	0,65	0,55	0,40	0,30	0,15	
Bu	1,00	1,00	0,95	0,90	0,85	0,75	0,65	0,50	0,35	0,20	
Ei	1,00	0,95	0,90	0,85	0,80	0,70	0,60	0,50	0,35	0,20	

Die Anwendung erfolgt folgendermaßen: In der Altersphase 70-80 Jahre eines Fichtenbestandes der I. Ekl. (siehe Tabelle 21) beträgt der jährliche Holzproduktionswert eines vollbestockten Bestandes 133 EUR/ha. Bei einem Bestockungsgrad von 0,8 ergibt sich aus der o.a. Tabelle ein Reduktionsfaktor von 0,95. Der jährliche Holzproduktionswert errechnet sich dann wie folgt: $133 \text{ EUR/ha} * 0,95 = 126 \text{ EUR/ha}$.

4.2 Baumartenanteile in Mischbeständen

Gilt es Holzproduktionswerte für Mischbestände zu ermitteln, so bietet es sich meistens an, ebenso wie in der praktischen Forsteinrichtung die Beträge jeweils für die Anteilsflächen der beteiligten Baumarten zu berechnen. Es wird somit vereinfachend unterstellt, dass Mischbestände sich als Summe verschiedener ideeller Reinbestandsflächen darstellen lassen.

Beispiel: Ein 70-jähriger Fichten-Buchen-Mischbestand (1 ha) aus 60 % Fichte und 40 % Buche weist in der Altersphase von 70 bis 80 Jahren folgenden jährlichen Holzproduktionswert auf:

Fichte: $133 \text{ EUR/ha} * 0,6 = 80 \text{ EUR/ha}$
 Buche: $231 \text{ EUR/ha} * 0,4 = 92 \text{ EUR/ha}$
 insgesamt: 172 EUR/ha

5 Schätzung des Reisholzaufkommens

Bei dem alternativen Holzernteverfahren der Vollbaumnutzung wird zusätzlich zum nutzba-
ren Derbholz das Reisholz geerntet. Als Reisholz wird das oberirdische Holz mit einem
Durchmesser unter 7 cm bezeichnet (Dauber & Kreutzer 1979, S. 290). Die Schätzung des
Reisholzpentials erfolgte mit Hilfe der Ergebnisse der Untersuchungen von u.a. Burger
(1941, 1947, 1948, 1950), zusammenfassend dargestellt von Dauber & Kreutzer (1979).

Die funktionale Beziehung zwischen dem Brusthöhendurchmesser und den derbholzbezoge-
nen Anteilen des Reisholzes mit Rinde lässt sich wie folgt darstellen:

$$K = e^{\left(a + \frac{b}{d} + \frac{c}{e^d}\right)} \quad (7)$$

- K: Prozentualer Anteil der Biomassekomponente, bezogen auf das Trocken-
 gewicht des Derbholzes mit Rinde
d: Brusthöhendurchmesser
a, b, c: Regressionskoeffizienten

Tabelle 22: Regressionskoeffizienten zur Ermittlung der Beziehung zwischen prozentualen Anteil des Reisholzes
und dem Brusthöhendurchmesser der Hauptbaumarten

	a	b	c
Fichte	1,621	22,058	-35,338
Kiefer	2,328	9,125	335,117
Buche	2,239	16,005	-31,374
Eiche	1,556	22,802	-72,107

Die beschriebene Herleitung unterstellt, dass der Reisholzanteil vor allem von der Baumart
und dem Brusthöhendurchmesser (BHD) abhängig ist. Nicht berücksichtigt werden das
Baumalter, die Baumhöhe, die Bestockungsdichte, der Bestandesaufbau und die standörtli-
chen Faktoren als mögliche Einflussfaktoren.

6 Holzerlöse

In der Waldbewertungsrichtlinie (WBR 86)⁴ sind der Stammholzanteil an der Gesamtholzerbmasse (Bestandessortentafel) und die Anteile der Güteklassen am Stammholz für das Endnutzungsalter angegeben. Da hier nur die Stärke- und Güteklassenverteilung der Endnutzungsbestände definiert ist, wurden die Einzelbaumqualitäten ermittelt, die dann in ihrer Zusammensetzung den in der WBR beschriebenen Endnutzungsbeständen entsprechen.

In einem ersten Schritt wurden sechs verschiedene Qualitätsstufen für Einzelbäume definiert. Die Qualitätsstufen setzen sich aus unterschiedlichen Anteilen von verschiedenen Güten (im Anhalt an das Gesetz⁵ und die Verordnung über gesetzliche Handelsklassen für Rohholz⁶) zusammen. Mit Hilfe des Programms HOLZERNT⁷ (Kalkulationsprogramm für Holzernte und Holzvermarktung der FVA-Freiburg) wurden jeweils getrennt für die verschiedenen Qualitätsstufen Bestände simuliert und damit deren Anteile für Stammholz bzw. Industrieholz sowie die Verteilung der Güteklassen hergeleitet. Diese wurden anschließend mit den entsprechenden Holzerlösen bewertet.

In einem zweiten Schritt wurden die prozentualen Anteile der verschiedenen Qualitätsstufen am Gesamtbestand hergeleitet, die den jeweiligen Wertklassen (Wertklasse 1 bis Wertklasse 3) der Waldbewertungsrichtlinie gerecht werden. Die Wertklassen der WBR unterscheiden sich zum einen durch den unterschiedlichen Güteklassenanteil am Stammholz im Endnutzungsalter und zum andern durch den Stammholzanteil am Derbholz. Unter Berücksichtigung der Qualitätsstufen (und somit der Einzelbaumqualitäten) wurde die Entwicklung der Holzerlöse für die Bestände der verschiedenen Wertklassen ermittelt.

Die folgenden Graphiken zeigen die für die Berechnungen der jährlichen Holzproduktionswerte verwendeten Holzerlöse (EUR/Efm, ohne MwSt.) für die verschiedenen Baumarten in Abhängigkeit von BHD.

⁴ Waldbewertungsrichtlinien (WBR 86), RdErl. d. ML v. 01.09.1986 – 408 F 64310 – 30 – GültL 84/483

⁵ Gesetz über gesetzliche Handelsklassen für Rohholz (HdIKIHolzG) vom 25. Februar 1969, BGBl. I 1969, S. 149.

⁶ Verordnung über gesetzliche Handelsklassen für Rohholz (HdIKIHolzV) vom 31. Juli 1969, BGBl. I 1969, S. 1075.

⁷ HOLZERNT⁷ befindet sich seit 1997 in mehreren aufeinander folgenden Versionen im bundesweiten Praxiseinsatz (Schöpfer et al. 2003, S. 545). Aktuell ist HOLZERNT⁷ in der Version 7.0 verfügbar.

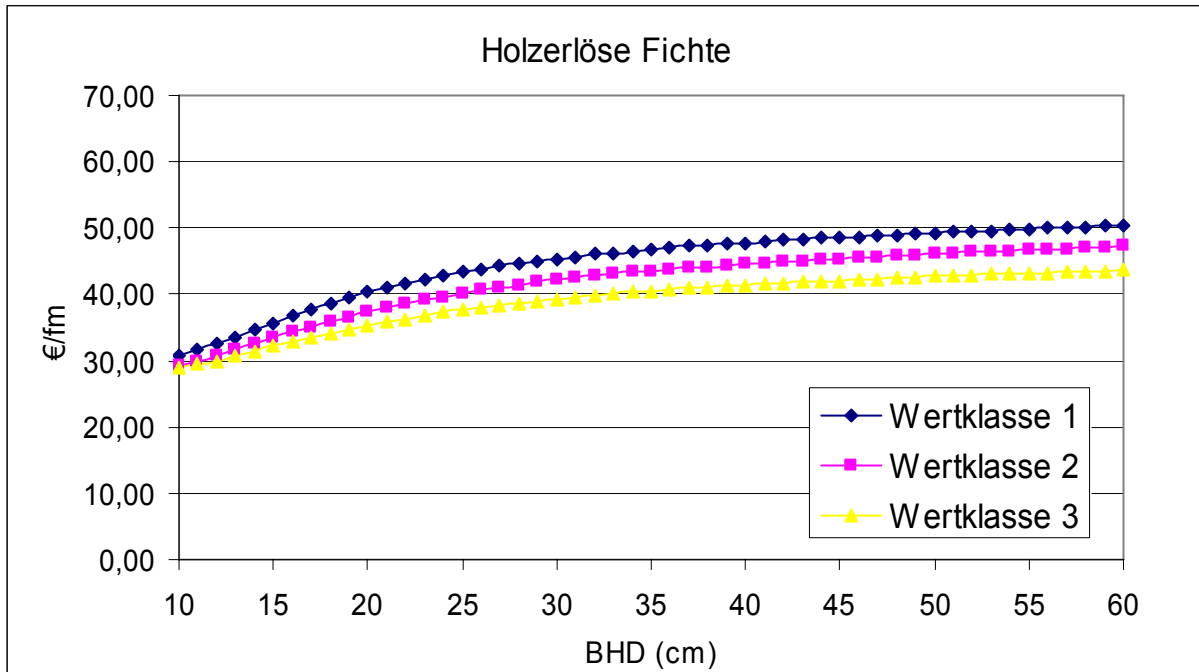


Abb. 51: Fichte Holzerlöse

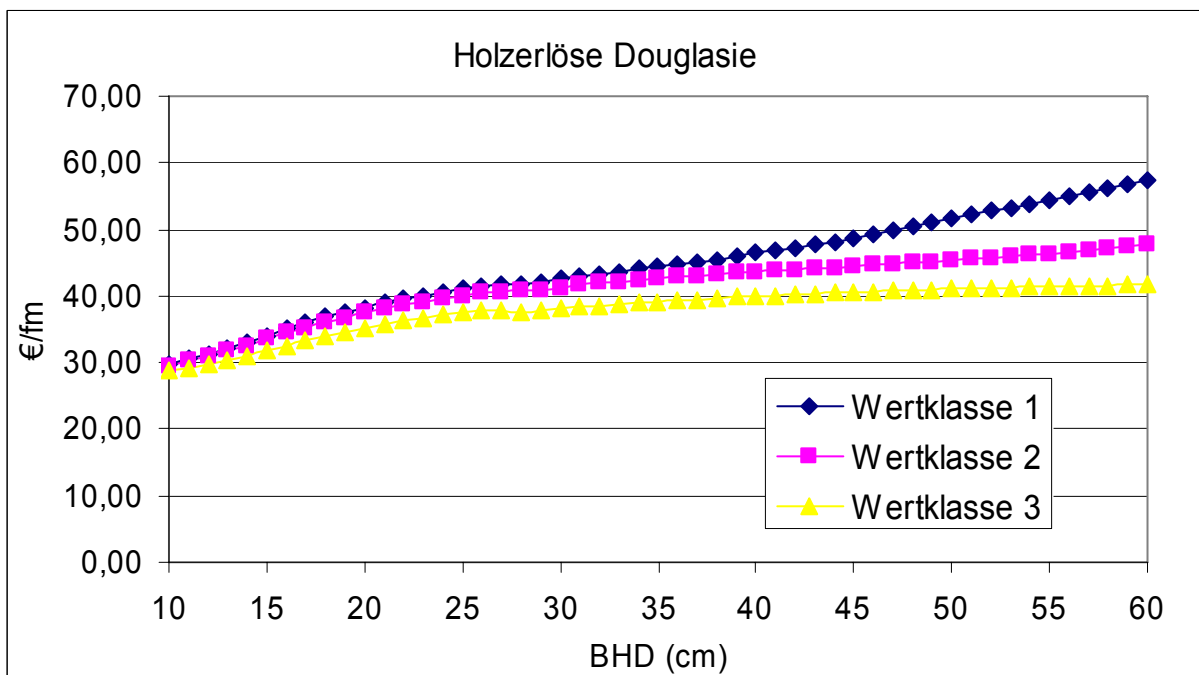


Abb. 52: Douglasie Holzerlöse

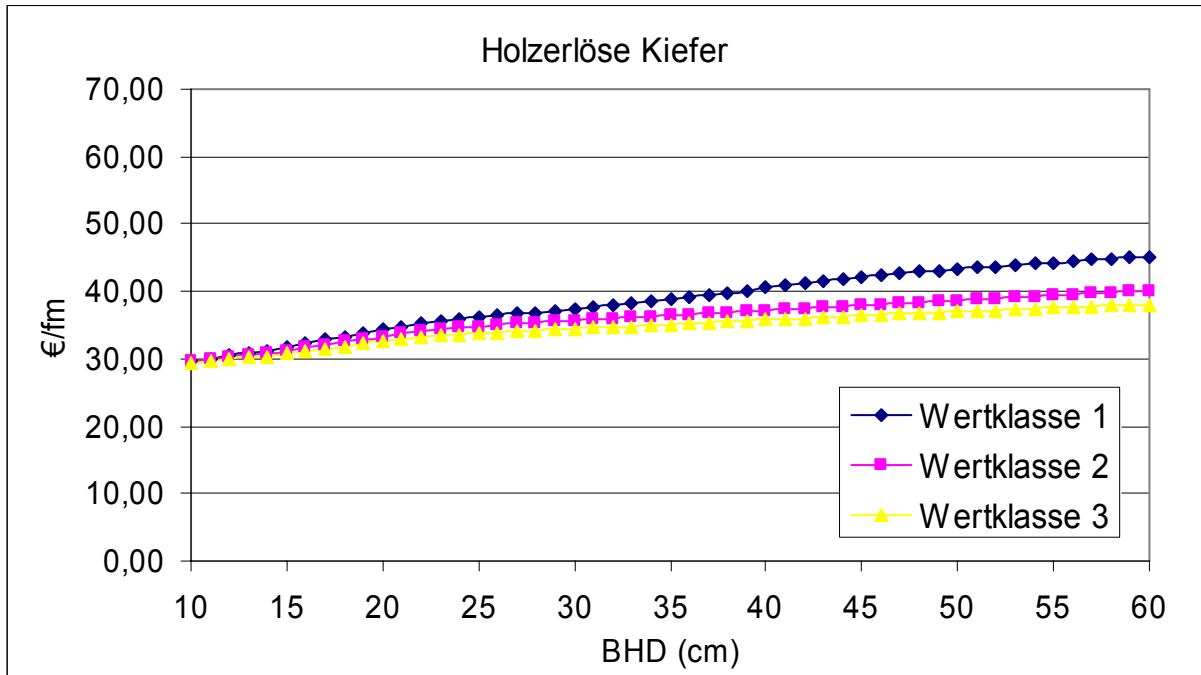


Abb. 53: Kiefer Holzerlöse

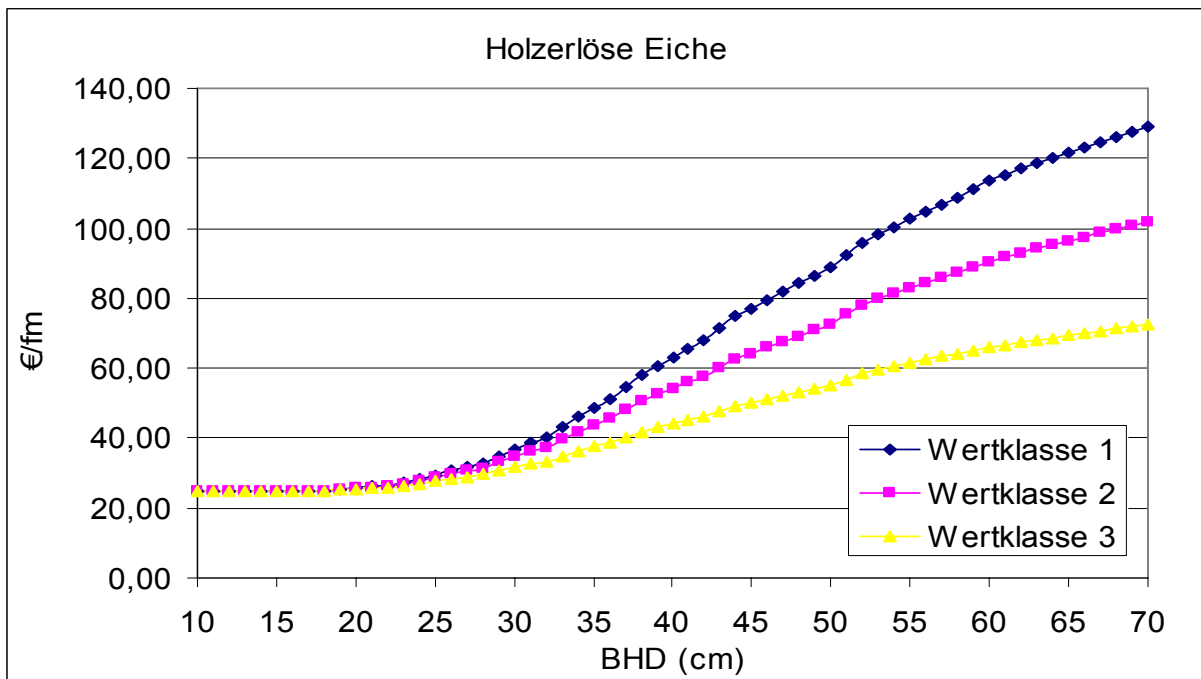


Abb. 54: Eiche Holzerlöse

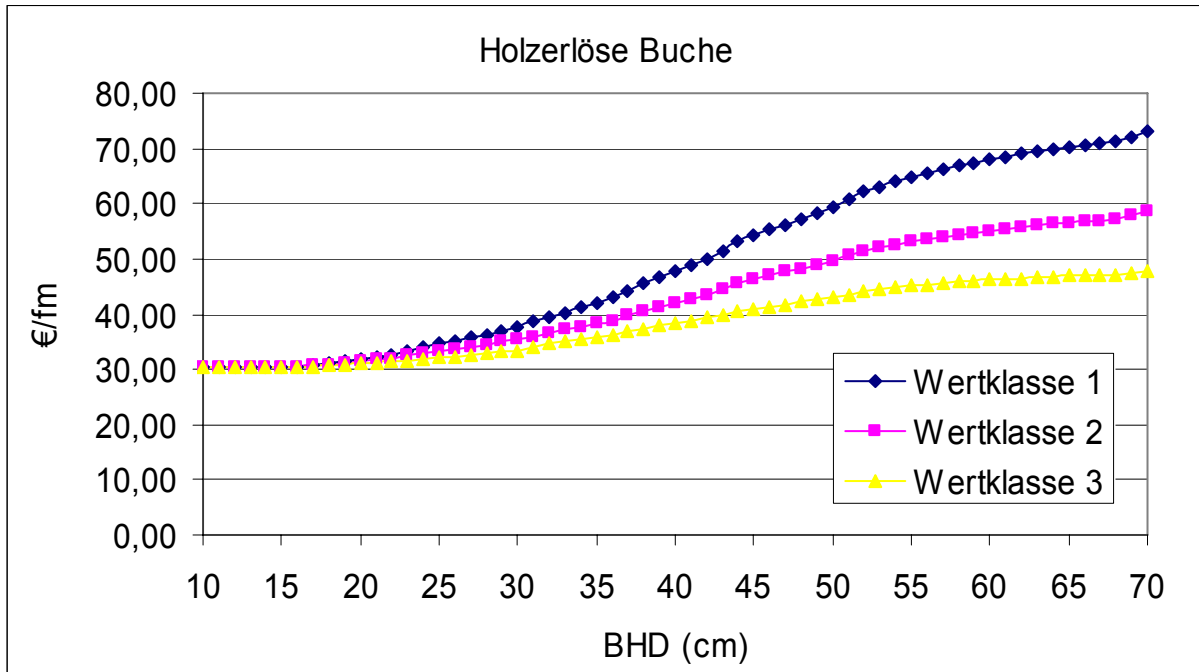


Abb. 55: Buche Holzerlöse

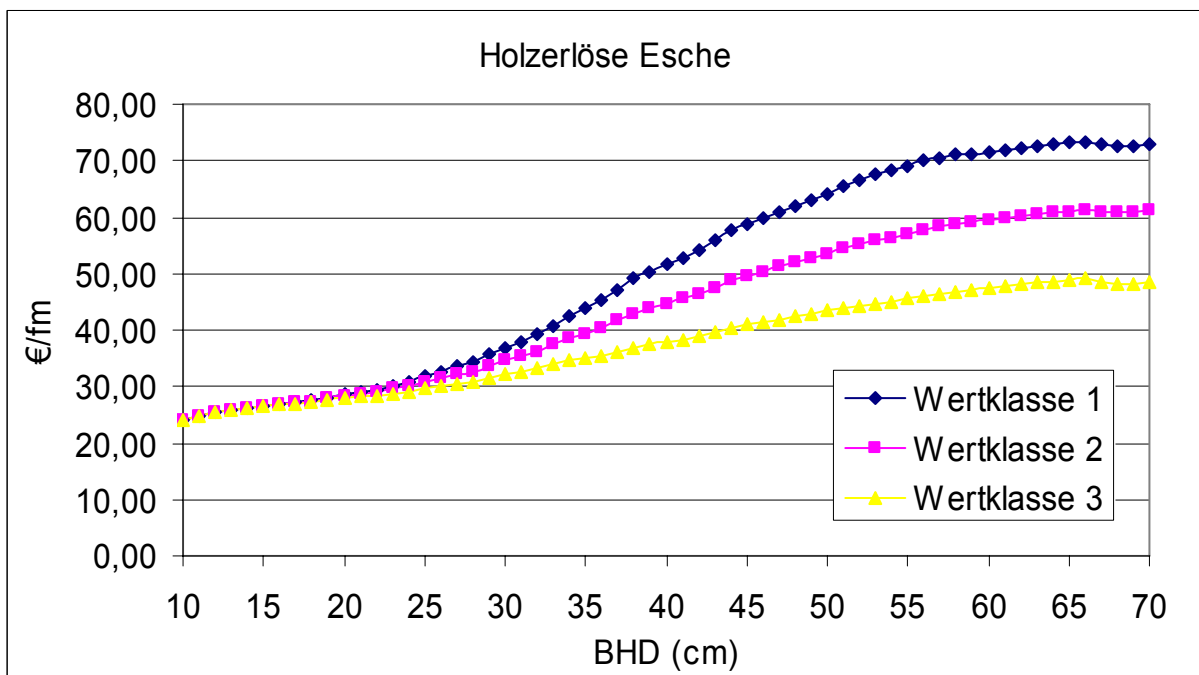


Abb. 56: Esche Holzerlöse

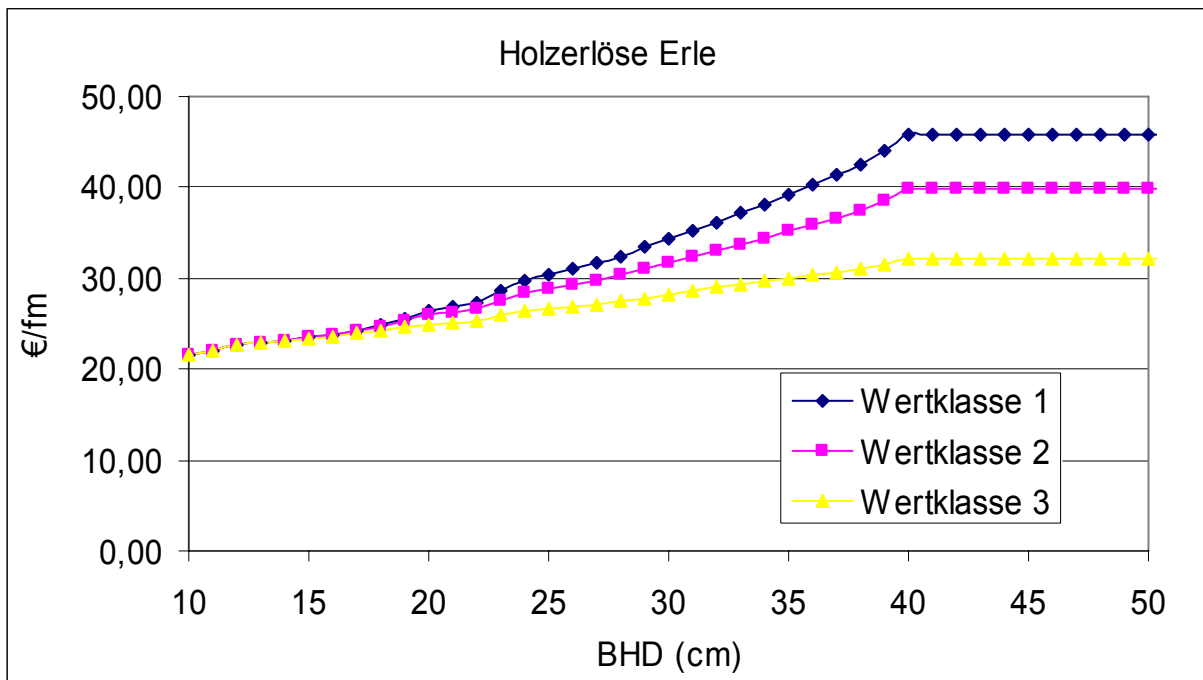


Abb. 57: Erle Holzerlöse

7 Holzerntekosten

Die Holzerntekosten wurden aus den Richtpreisen für die Aufarbeitung in der hochmechanisierten Holzernte der Arbeitsgemeinschaft forstwirtschaftlicher Lohnunternehmer e.V. (AFL 2006-2007, S. 90) sowie den Geldtafeln zum EST 2007 (KWF, 2007) abgeleitet. Dabei wurde eine hochmechanisierte Holzernte (Harvester- und Forwardereinsatz) beim Nadelholz bis zu einem BHD von 40 cm und beim Laubholz bis zu einem BHD von 30 cm unterstellt.⁸ Für die stärker dimensionierten Bäume wurde eine motormanuelle Aufarbeitung mit anschließender Rückung mit dem Forstspeziialschlepper angenommen.

Die Herleitung der Holzerntekosten für die verschiedenen Baumarten erfolgte getrennt für das Niedersächsische Flachland und das Niedersächsische Bergland. Ab einer Steigung von 40% werden die Holzerntekosten des Niedersächsischen Berglandes verwendet, da sich Grenzen der Befahrbarkeit der Rückegassen und damit auch der hochmechanisierten Holzernte durch Hangneigungen über 25 – 40 % ergeben (Grammel 1988, S. 156). Aufgrund dessen wird hier eine motormanuelle Aufarbeitung (Herleitung mit Hilfe des EST zzgl. Zuschlag für Hangneigung) unterstellt. Die Rückesätze für Rücken nach motormanueller Aufarbeitung errechnen sich nach den Richtwerten der AFL zzgl. eines Zuschlages für die Hangneigung.

Die folgenden Graphiken zeigen die für die Berechnungen der jährlichen Holzproduktionswerte verwendeten Holzerntekosten (EUR/Efm, ohne MwSt.) für die verschiedenen Baumarten in Abhängigkeit von BHD.⁹

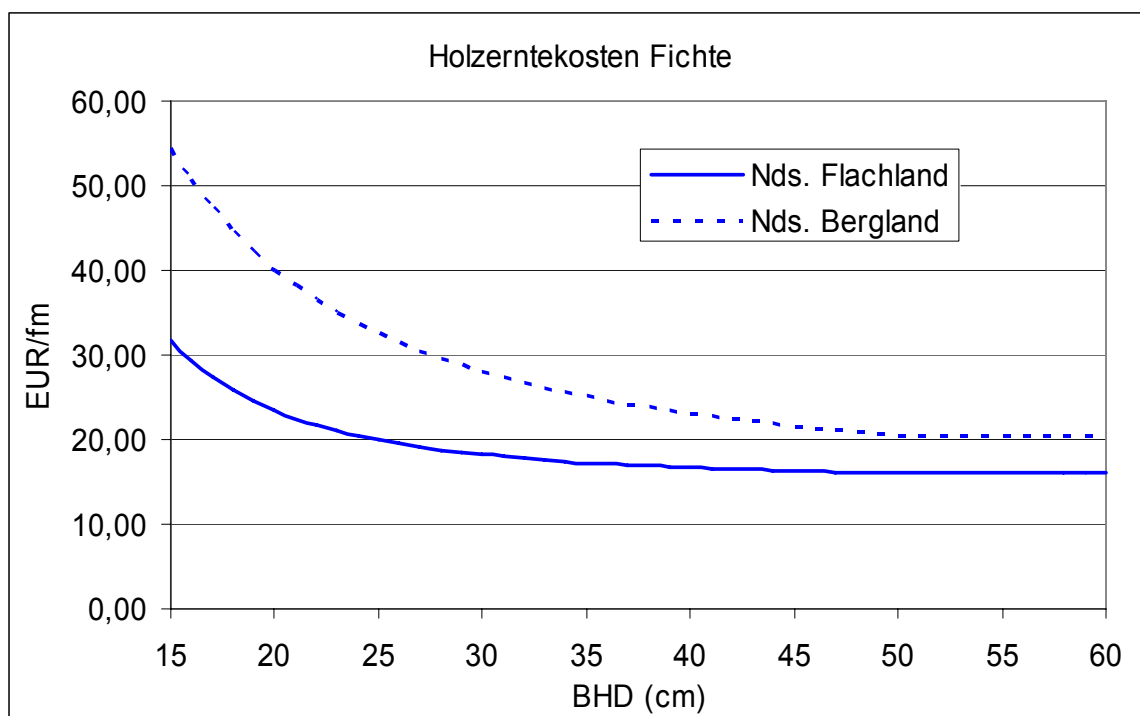


Abb. 58: Fichte Holzerntekosten

⁸ Siehe dazu auch den System-Ansatz zur Untersuchung von Zusammenhängen zwischen Waldstruktur, Arbeitsvolumina und Kosten der technischen und biologischen Produktion in Forstrevieren ost- und nord-bayerischer Mittelgebirge von Pausch (2002)

⁹ Es sind nicht für alle Baumarten Holzerntekosten angegeben. Es wird unterstellt, dass die Holzerntekosten der Hauptbaumartengruppen Fichte, Kiefer, Eiche und Buche ausreichen, die anderen Baumarten werden den Dargestellten zugeordnet.

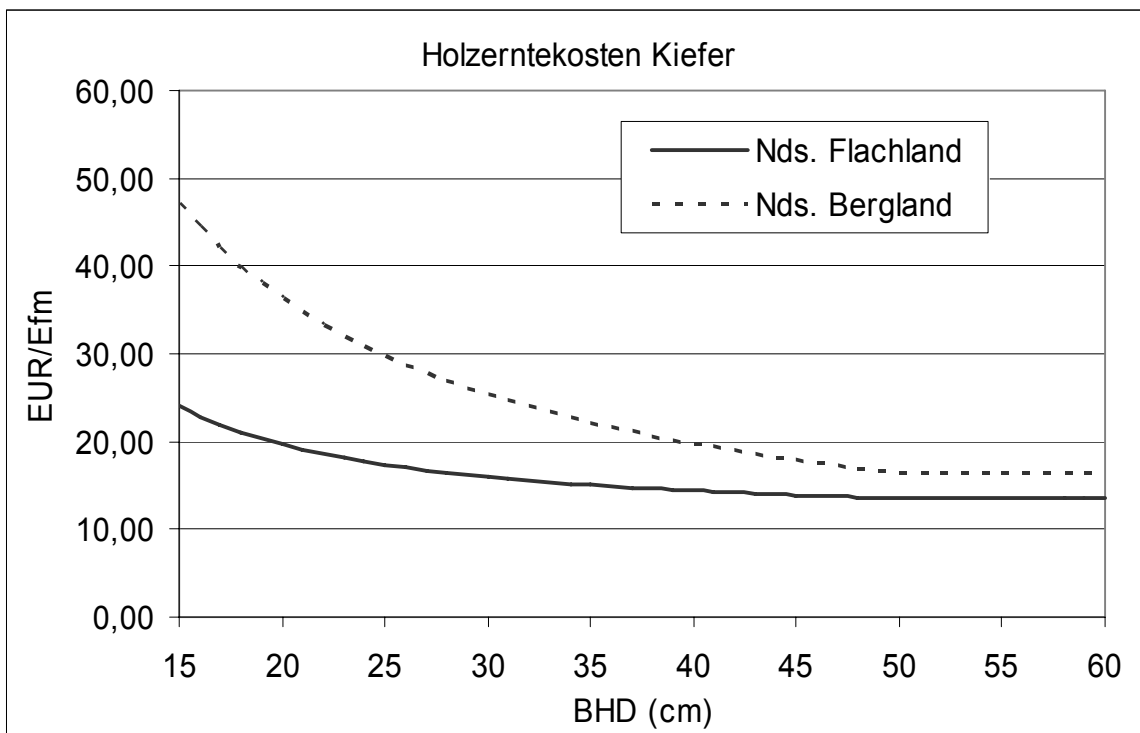


Abb. 59: Kiefer Holzerntekosten

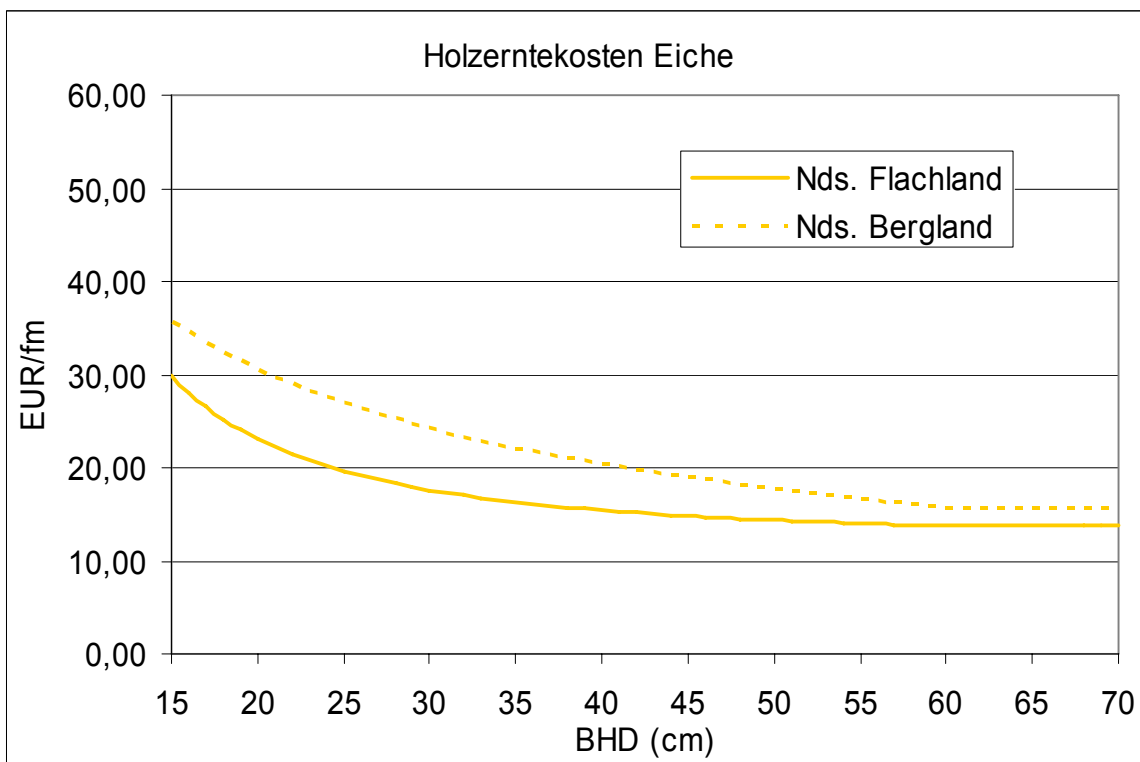


Abb. 60: Eiche Holzerntekosten

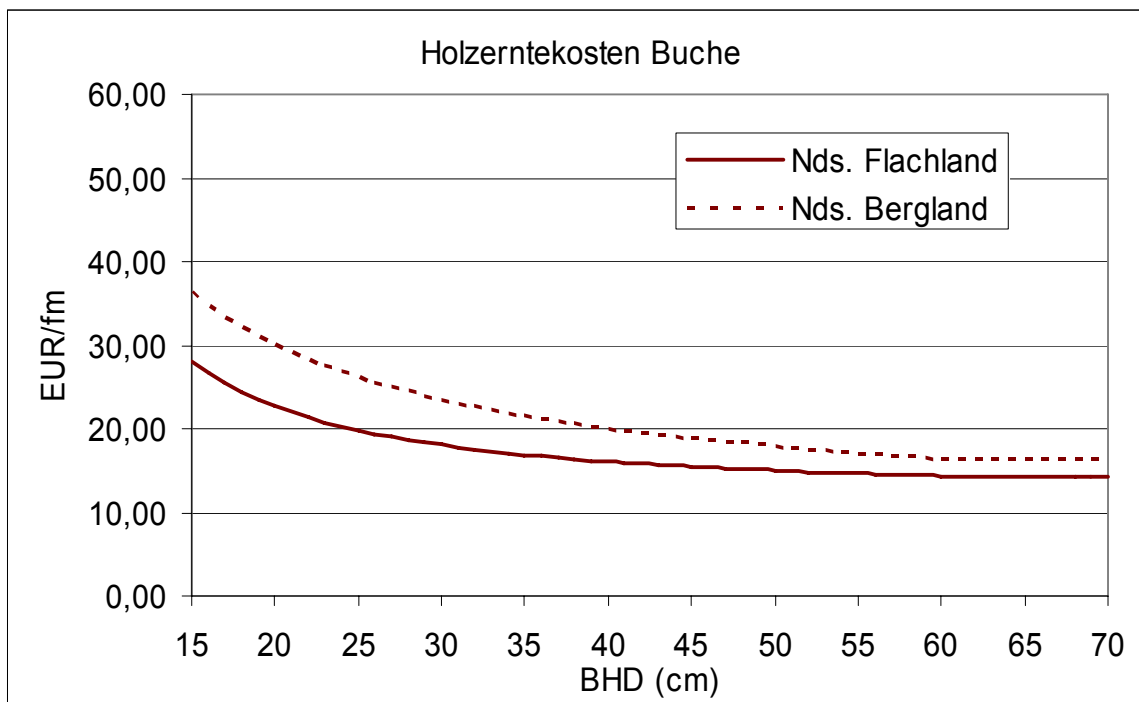


Abb. 61: Buche Holzerntekosten

Bei der Ermittlung der Holzerntekosten bei Vollbaumnutzung wurde die so genannte Stammholz-Plus-Aushaltung unterstellt. Der Grundgedanke des Stammholz-Plus-Konzeptes ist, bei einer Hiebsmaßnahme nur zwei Hauptsortimente, nämlich Stammholz und Energieholz, auszuhalten. Das eigentliche Industrieholzsortiment zusammen mit dem anhängenden Kronen- und Reisigmateriale wird als Energieholz bereitgestellt (Lechner et al. 2004). Die Stammholzaufarbeitung und Rückung erfolgt wie bei der konventionellen Holzernte. Die Herleitung der Holzerntekosten für die Energieholzgewinnung erfolgte im Anhalt an die Kalkulationsbeispiele des Kuratorium für Waldarbeit und Forsten e.V. (2004, S. 88 ff.) für Rücken und Hacken von Kronenholz. Die folgende Abbildung (Abb. 62) zeigt die für die Bewertung der Vollbaumernte verwendeten Holzerntekosten in Abhängigkeit vom BHD für die Baumart Fichte. Gleichzeitig sind noch einmal die Holzerntekosten für Fichte des Niedersächsischen Flachlandes dargestellt, um die Holzerntekosten der Vollbaumnutzung besser einordnen zu können.

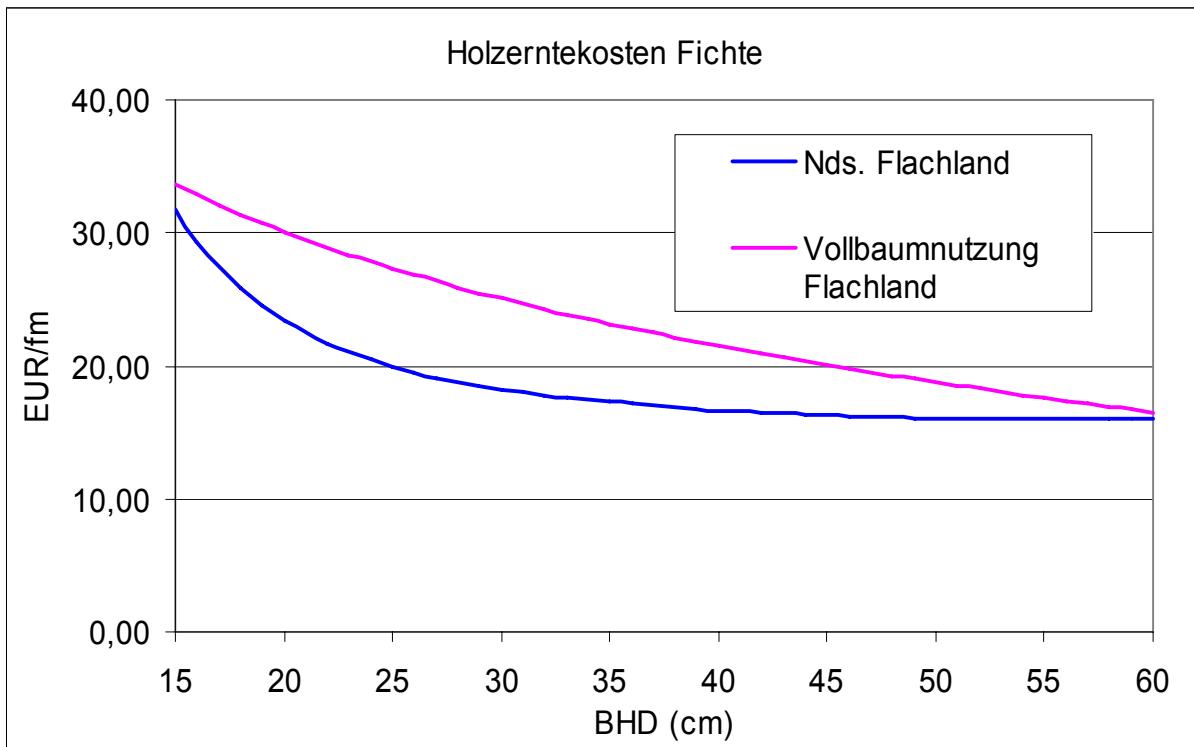


Abb. 62: Darstellung der Holzerntekosten bei konventioneller Holzernte und Vollbaumnutzung

8 Bestandesbegründungskosten

Für die Berechnungen des jährlichen Holzproduktionswertes werden einheitlich die Kulturkosten für betriebszielgerecht gepflegte Bestände (gesicherte Kulturen) mittlerer Schwierigkeit unterstellt (Niedersächsisches Forstplanungsamt 2005, Tabelle 13):

Eiche:	7000 EUR/ha
Buche, Esche, sonst. ALh ¹⁰ :	5000 EUR/ha
Erle, sonst. ALn ¹⁰ :	2500 EUR/ha
Fichte:	2250 EUR/ha
Douglasie, Lärche:	3300 EUR/ha
Kiefer:	2500 EUR/ha

Da für die Bestandesbegründung oftmals Förderungen gezahlt werden oder Naturverjüngungen ohne aufwendige Pflanzungen gelingen, werden die Berechnungen mit und ohne Berücksichtigung von Kulturkosten durchgeführt.

¹⁰ ALh steht für „Andere Laubhölzer mit hoher Umtriebszeit“. Dazu gehören u.a. die Baumarten Esche, Ahorn, Ulme, Linde und Wildkirsche. ALn steht für „Andere Laubhölzer mit niedriger Umtriebszeit“. Darunter fallen u.a. die Baumarten Erle, Birke, Pappel und Weide (Niedersächsisches Ministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Forsten 1987, Seite 1 A).

10 Forstbetriebliche Maßnahmen

Die Produktion innerhalb eines Forstbetriebes kann in die biologische und die technische Produktion untergliedert werden. Dabei umfasst die biologische Produktion alle Vorgänge und Tätigkeiten, die mit dem natürlichen Waldwachstum verbunden sind. Die technische Produktion umfasst die Umsetzung der im Rahmen der biologischen Produktion festgelegten Maßnahmen. Im Folgenden werden die möglichen forstbetrieblichen Gewässerschutzmaßnahmen aufgelistet, wobei die Aufzählung als nicht abschließend zu betrachten ist.

10.1 Maßnahmen der biologische Produktion

Zur biologischen Produktion zählen die langfristigen Entscheidungen über die Baumartenwahl, Bestandesbehandlung, Erntezeitpunkte etc.

- Baumartenwahl
- Bestandesbehandlung
 - Durchforstungsintensität (Absenkung des B°)
 - Nutzungsverzicht (vgl. Nationalpark Harz)
 - Vorzeitige Ernte (verkürzte Umtriebszeit)
 - Verzicht auf Kahlschlag

10.2 Maßnahmen der technischen Produktion

- Bodenbearbeitung
 - Vollumbruch
 - Streifenweise Bodenbearbeitung
 - Plätzweise Bodenvorbereitung
 - Keine Bodenvorbereitung (Erhalt eines geschlossenen Nährstoffkreislaufes)
- Bestandesbegründung
 - Saat
 - Pflanzung
 - Naturverjüngung
- Melioration
 - Düngung
 - Kalkung
 - Ascherückführung
- Nutzungsintensitäten (Holzernteverfahren)
 - Derbholz
 - Vollbaumnutzung
- Verwendung spezieller Schmierstoffe/Bioöle/Kraftstoffe
- Verzicht auf Pflanzenschutzmittel
- Forstlicher Wegebau
 - Wegedichte
 - Erosion
 - Schotterart/Oberfläche
 - Befestigung
 - Unterhaltung
 - Gräben
 - Gewässerquerungen
 - Entfernung zum Gewässer
 - Befahrungsintensität
- Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur
- Gewässerrandgestaltung

11 Änderung der Baumartenwahl

Im Folgenden wird die Bewertung eines Baumartenwechsels am Beispiel der *Langen Bramke* detailliert dargestellt. Dabei werden drei alternative Bewertungsansätze beschrieben, die finanzmathematisch gleich sind, sich aber in der praktischen Handhabung unterscheiden.

Aufbauend auf die dargestellten Wertebenen der jährlichen Holzproduktionswerte werden nun drei Bewertungsansätze zur Bewertung der Änderung „Buche statt Fichte“ diskutiert.

Bewertungsansatz A

Referenz:

Abteilung	Baumart	Ertragsklasse	Jährlicher Holzproduktionswert ¹¹ B°=1,0	Bestockungsgrad	Jährlicher Holzproduktionswert IST-Bestockungsgrad ¹²
360a	Fichte	II,8	31 EUR/ha/Jahr	0,8	29 EUR/ha/Jahr
361a	Fichte	II,3	46 EUR/ha/Jahr	0,8	44 EUR/ha/Jahr
366a	Fichte	II,3	46 EUR/ha/Jahr	0,8	44 EUR/ha/Jahr
367a	Fichte	II,8	31 EUR/ha/Jahr	0,8	29 EUR/ha/Jahr

Alternative Bewirtschaftung mit Buche bis zu einem Umtriebsalter von 120 Jahren:

Abteilung	Baumart	Ertragsklasse	Jährlicher Holzproduktionswert B°=1,0	Bestockungsgrad	Jährlicher Holzproduktionswert IST-Bestockungsgrad
360a	Buche	II,8	-48 EUR/ha/Jahr	0,8	-46 EUR/ha/Jahr
361a	Buche	II,3	-36 EUR/ha/Jahr	0,8	-34 EUR/ha/Jahr
366a	Buche	II,3	-36 EUR/ha/Jahr	0,8	-34 EUR/ha/Jahr
367a	Buche	II,8	-48 EUR/ha/Jahr	0,8	-46 EUR/ha/Jahr

Jährlicher Ertragsverlust ergibt sich aus der Differenz zwischen den jährlichen Holzproduktionswerten der Referenz (hier Fichte) und der alternativen Bewirtschaftung (hier Buche):

Abteilung	Referenz	Jährlicher Holzproduktionswert Fichte	Alternative Bewirtschaftung	Jährlicher Holzproduktionswert Buche	Jährlicher Ertragsverlust
360a	Fichte	29 EUR/ha/Jahr	Buche	-46 EUR/ha/Jahr	-75 EUR/ha/Jahr
361a	Fichte	44 EUR/ha/Jahr	Buche	-34 EUR/ha/Jahr	-78 EUR/ha/Jahr
366a	Fichte	44 EUR/ha/Jahr	Buche	-34 EUR/ha/Jahr	-78 EUR/ha/Jahr
367a	Fichte	29 EUR/ha/Jahr	Buche	-46 EUR/ha/Jahr	-75 EUR/ha/Jahr

¹¹ Durch Interpolation zwischen II. und III. Ertragsklasse bzw. den entsprechenden jährlichen Holzproduktionswerten aus Werttabelle 9.1 (55 Euro/ha/Jahr bei einer optimalen Produktionsdauer von 90 Jahren) und (23 Euro/ha/Jahr bei einer optimalen Produktionsdauer von 100 Jahren) ergibt sich für die II,3 Ekl. ein jährlicher Holzproduktionswert von 44 Euro/ha/Jahr und für die II,8 Ekl. ein jährlicher Holzproduktionswert von 29 Euro/ha/Jahr.

¹² durch Multiplikation mit den Zuwachsreduktionsfaktoren (siehe Tabelle 21).

Der jährliche Ertragsverlust beträgt bei Änderung der Baumart Fichte in Buche 75 EUR/ha/Jahr (II,8 Ekl.) und 78 EUR/ha/Jahr (II,3 Ekl.) während der gesamten Produktionsdauer der Buche von 120 Jahren.

Bewertungsansatz B

Mit Blick auf diesen langfristigen Zeitaspekt erscheint hier ein anderer Bewertungsansatz vorteilhafter. Er geht von der Überlegung aus, dass es, um im Beispiel zu bleiben, trotz der im Prinzip geringeren Produktivität der Buche ab einem bestimmten Bestandesalter ökonomisch vorteilhafter ist, die einmal begonnene Buchenproduktion fortzuführen, als sie unmittelbar durch Fichte zu ersetzen. Gesucht wird also das Bestandesalter der Buche, von dem an deren jährlicher Holzproduktionswert zu jenem der Fichte äquivalent ist. Ab diesem Bestandesalter stellt der Buchenbestand keinen erwerbswirtschaftlichen Nachteil mehr dar. Es sind jedoch die bis zu diesem Bestandesalter auflaufenden Ertragsverluste zu ermitteln.

Referenz:

Abteilung	Baumart	Ertragsklasse	Jährlicher Holzproduktionswert $B^{\circ}=1,0$	Bestockungsgrad	Jährlicher Holzproduktionswert IST-Bestockungsgrad
360a	Fichte	II,8	31 EUR/ha/Jahr	0,8	29 EUR/ha/Jahr
361a	Fichte	II,3	46 EUR/ha/Jahr	0,8	44 EUR/ha/Jahr
366a	Fichte	II,3	46 EUR/ha/Jahr	0,8	44 EUR/ha/Jahr
367a	Fichte	II,8	31 EUR/ha/Jahr	0,8	29 EUR/ha/Jahr

Alternative Bewirtschaftung mit Buche: Ab einem Bestandesalter von 5 Jahren ist bis zum Umtriebsalter von 120 Jahren der jährliche Holzproduktionswert der Buche zu denen der Fichte annähernd äquivalent.¹³ In der Altersspanne von 0 bis 5 Jahren treten bei der Buche allerdings deutlich negative Holzproduktionswerte von jährlich -1045 EUR/ha/Jahr¹⁴ auf.

Abteilung	Baumart	Ertragsklasse	Jährlicher Holzproduktionswert von 0 bis 5 Jahre, $B^{\circ}=1,0$
360a	Buche	II,8	-1045 EUR/ha/Jahr
361a	Buche	II,3	-1045 EUR/ha/Jahr
366a	Buche	II,3	-1045 EUR/ha/Jahr
367a	Buche	II,8	-1045 EUR/ha/Jahr

¹³ Die Buche (II,8 Ekl., optimale Umtriebszeit 120 Jahre) erzielt für den Betrachtungszeitraum von 5 bis 120 Jahren einen jährlichen Holzproduktionswert (hier 33 EUR/ha/Jahr), der annähernd dem der Fichte zwischen Kulturbegründung und Ernte von 31 EUR/ha/Jahr entspricht. Das bedeutet, dass ein Buchenbestand ab einem Alter von 5 Jahren gegenüber der neu zu begründenden Fichte keinen Nachteil mehr aufweist.

¹⁴ Kulturkosten von 5000 EUR/ha verteilt auf eine jährliche Zahlung von -1045 EUR/ha/Jahr (5 Jahre lang).

Jährlicher Ertragsverlust ergibt sich aus der Differenz zwischen den jährlichen Holzproduktionswerten der Referenz (hier Fichte) und der alternativen Bewirtschaftung (hier Buche):

Abteilung	Referenz	Jährlicher Holzproduktionswert Fichte	Alternative Bewirtschaftung	Jährlicher Holzproduktionswert Buche	Jährlicher Ertragsverlust
360a	Fichte	29 EUR/ha/Jahr	Buche	-1045 EUR/ha/Jahr	-1074 EUR/ha/Jahr
361a	Fichte	44 EUR/ha/Jahr	Buche	-1045 EUR/ha/Jahr	-1089 EUR/ha/Jahr
366a	Fichte	44 EUR/ha/Jahr	Buche	-1045 EUR/ha/Jahr	-1089 EUR/ha/Jahr
367a	Fichte	29 EUR/ha/Jahr	Buche	-1045 EUR/ha/Jahr	-1074 EUR/ha/Jahr

Der jährliche Ertragsverlust beträgt bei Änderung der Baumart Fichte in Buche 1089 EUR/ha/Jahr (II,8 Ekl.) und 1074 EUR/ha/Jahr (II,3 Ekl.) während der ersten 5 Jahre. Darüber hinaus fallen dann keine weiteren Ertragsverluste mehr an.

Bewertungsansatz C:

Wenn dem Waldbesitzer die Kulturkosten der Buche vollständig erstattet werden, was z.B. im Rahmen der forstlichen Förderung in Verbindung mit Zahlungen aus der Wasserentnahmegebühr durchaus möglich ist, so verbessern sich zwangsläufig die jährlichen Holzproduktionswerte der Buche. Dann fallen in den ersten 5 Jahren bei der Buche keine jährlichen Holzproduktionswerte an. Es entgehen aber unvermindert 29 EUR/ha bzw. 44 EUR/ha von der unterlassenen Fichte. Mithin beträgt in diesem Fall der Ertragsverlust nach Erstattung der Kulturkosten der Buche in den ersten 5 Jahren noch jährlich -29 EUR/ha (Fichte II,8 Ekl.) bzw. -44 EUR/ha (Fichte II,3 Ekl.). Wichtig ist, dass auch bei vollständiger Erstattung der Kulturkosten für die Buche noch ein zusätzlicher Ertragsverlust entsteht, der auszugleichen ist.

Durch Bildung der Barwerte der drei beschriebenen Bewertungsansätze kann leicht gezeigt werden, dass alle drei ökonomisch äquivalent sind (siehe Tabelle 23). Die Abweichungen zwischen den Einzelwerten sind allein Folge der Rundungen bzw. Nutzung der Werte von 10-jährigen Alterstufen¹⁵. Wegen des kürzeren Zeitbezuges (ein laufender Nachteilsausgleich über die gesamte Dauer einer Umtriebszeit wird in der Praxis kaum umzusetzen sein) und auch wegen der Eingängigkeit in der Argumentation (die Zahlungen sollen insbesondere die Anfangsnachteile ausgleichen), werden hier allerdings die Bewertungsansätze B und C favorisiert. Bei der Variante C erweist es sich als weiterer Vorteil, dass dort eine Trennung erfolgt zwischen der Erstattung der Kulturkosten und dem Ausgleich für den Ertragsverlust. Dieses Vorgehen dürfte bei der praktischen Anwendung Vorteile aufweisen. Eine vom Waldbesitzer nicht favorisierte Kultur wird nicht von diesem sondern unmittelbar von dem Vertragspartner finanziert. Es wird dann nur noch der Wert des Ertragsverlustes gesucht, der sich aus der unterschiedlichen Produktivität der Baumarten ergibt.

¹⁵ Sollten die gebildeten 10-jährigen Alterstufen bei praktischen Anwendungen nicht fein genug differenzierte Werte enthalten, so können die jährlichen Holzproduktionswerte auch für 5-jährige Altersstufen berechnet werden, es ist auch möglich zwischen den einzelnen Stufen zu interpolieren.

Tabelle 23: Vergleich der Barwerte der drei beschriebenen Ansätze zur Bewertung des Baumartenwechsels von der Fichte (II,8 Ekl.) zur Buche (II,8 Ekl.) (die Abweichungen zwischen den Einzelwerten ergeben sich aufgrund von Rundungen bzw. der Verwendung von 10-Jahres-Altersstufen)

Bewertungs- ansatz	Jährlicher Ertragsverlust	Dauer	Zinssatz	Barwert Ertragsverlust	Erstattung Kulturkosten	Ausgleich insgesamt
	(EUR/ha/Jahr)	(Jahre)	(%)	(EUR/ha)	(EUR/ha)	(EUR/ha)
A	75	120	1,50%	4162		4162
B	1074	5	1,50%	5137		5137
C	29	5	1,50%	139	5000	5139

12 Forstliche Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur im Wald

Die Gewässerstruktur umfasst alle morphologischen Elemente, die die Geometrie eines Gewässers charakterisieren: Wasserhaushalt und Abflussdynamik, Linienführung, Quer- und Längsprofil, Sohl- und Ufersubstrat, Geschiebeführung, Vegetation im und am Gewässer sowie Totholz.

12.1 Die Gewässerstruktur und die Wasserrahmenrichtlinie

Der Zustand der Oberflächengewässer wird beurteilt anhand des „ökologischen und chemischen Zustandes“ (vgl. Art. 2 Nr. 18 WRRL). Ein guter „ökologischer und chemischer Zustand“ ist in erster Linie auf die typenspezifische Ausprägung vorhandener Pflanzen- und Tierarten ausgerichtet. Vorausgesetzt werden dabei eine naturnahe Gewässerstruktur und die Einhaltung chemischer Emissions- und Immissionswerte.

Nach den Vorgaben der EG-WRRL dienen Referenzzustände und daraus abgeleitete Leitbilder als Bewertungsgrundlage für die Beurteilung des „ökologischen Zustands“ der Gewässer. An ihnen werden die biologischen Qualitätskomponenten gemessen. Dafür sind für jeden Gewässertyp und jede Qualitätskomponente spezifische Referenzbedingungen definiert. Zur Beurteilung des ökologischen Zustands der Gewässer wird die Abweichung von der Referenz anhand einer fünfstufigen Skala ökologischer Qualitätsklassen bewertet (sehr gut, gut, mäßig, unbefriedigend und schlecht). Die Referenzbedingungen entsprechen dem „sehr guten ökologischen Zustand“ (vgl. Anhang V, Tabelle WRRL).

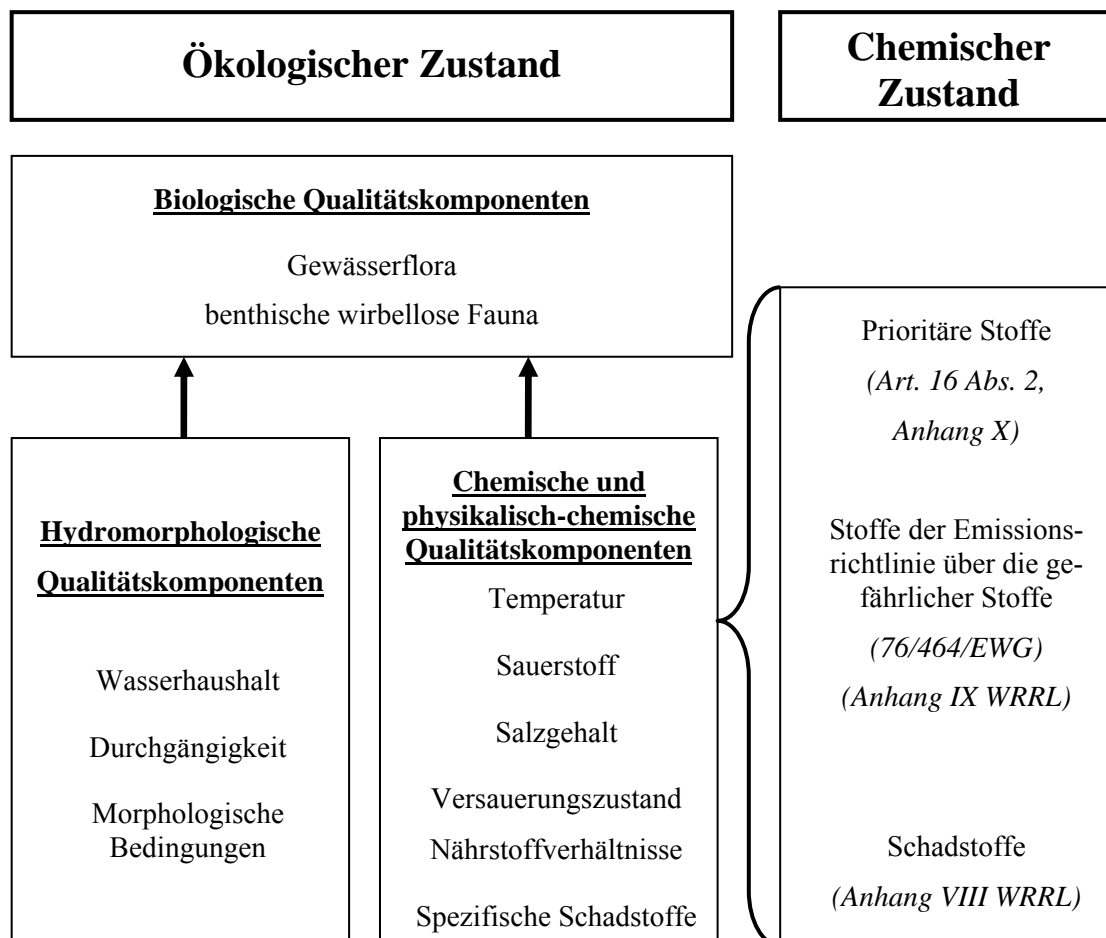


Abb. 63: Bewertungskomponenten für den Zustand der Oberflächengewässer (Friske 2004, S. 35, verändert)

Neben den chemisch/physikalischen Qualitätskomponenten werden die Lebensbedingungen der Organismen in und an den Fließgewässern von den hydromorphologischen Qualitätskomponenten beeinflusst. Dementsprechend haben diese Parameter große Bedeutung bei der Bewertung des ökologischen Zustandes der Gewässer (vgl. Abb. 63). Wenn die chemischen und physikalischen Vorgaben der WRRL erfüllt sind, haben die Gewässerstruktur insbesondere die Durchgängigkeit für wandernde Organismen und die mitgeführte Sedimentfracht einen hohen Einfluss auf den ökologischen Zustand. Je abwechslungsreicher und vielfältiger ein Gewässer¹⁶ und seine unmittelbare Umgebung sind, desto wertvoller ist der Gewässerlebensraum für Fische, Vögel, Kleintiere und Pflanzen. Zu den Gestaltungsmerkmalen eines natürlichen bzw. naturnahen Fließgewässers gehören beispielsweise:

- eine gut strukturierte Gewässersohle mit vielen kiesigen Strecken
- schnell und langsam fließende Bereiche im Wechsel
- Kolke (Ausspülungen) und flache Kiesbänke
- eine standortgerechte Ufervegetation und eine ausreichende Beschattung
- eine gute Durchgängigkeit im Längsverlauf (keine Hindernisse wie Stauwehre und Abstürze).

12.2 Gewässerstrukturentwicklung im Wald

Forstbetriebe können Fließgewässer vor allem dann direkt beeinflussen, wenn sie Waldgebiete durchqueren. Mit Hilfe einer Literaturstudie und den Ergebnissen aus dem Projekt „Gewässerentwicklung im Wald“ der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (2004) soll aufgezeigt werden, dass vor allem die im Folgenden kurz beschriebenen Faktoren Auswirkungen auf die Fließgewässerstruktur im Wald haben.

12.2.1 Uferbewuchs mit standortgerechten naturnahen Pflanzengesellschaften

Uferstreifen begleiten die Gewässer und umfassen Teile der Aue ab der Mittelwasserlinie, soweit diese eine funktionale Einheit mit dem Gewässer bilden. Auf der Landseite begrenzt eine Nutzung die Uferstreifen, die nicht gewässerökologischen Belangen dient und somit die funktionale Einheit unterbricht (DVWK 1997, S. 2). Vorbild für einen gewässertypischen Uferstreifen ist eine naturnahe Aue, die für den betrachteten Gewässerabschnitt repräsentativ ist (Kraus 1994; Patt et al. 1998, S. 207 f.). Aus wasserwirtschaftlicher und ökologischer Sicht haben Uferstreifen Auswirkungen auf die Gewässerentwicklung, den Wasserabfluss, die Gewässerstruktur, die Puffer- und Filterwirkung sowie den Energie und Stoffhaushalt der Gewässer (DVWK 1997, S. 7 ff.). Ein gewässertypischer Uferbewuchs bewirkt auf mehrfacher Weise die Entstehung eines angepassten Biotopspektrums sowie ein entsprechendes Nahrungsangebot. Uferstreifen und Auen haben außerdem Auswirkungen auf den weiteren Talraum, z.B. auf das Kleinklima und dienen als Windschutz in der offenen Landschaft. Neben Lebensraum für zahlreiche Organismen ermöglichen sie die Längs- und Quervernetzung anderer Ökosysteme und verschönern das Landschaftsbild und dienen der Erholungsnutzung (DVWK, 1997, S. 17 f.; Patt et al. 1998, S. 208).

Als forstbetriebliche Maßnahme zur Verbesserung der Gewässerstruktur kann hier die Entnahme der unerwünschten Bestockung im Bereich des Ufers und der Bachaue abgeleitet werden. Anschließend sollten je nach den lokalen Gegebenheiten z.B. in Abhängigkeit von

¹⁶ Dabei bezieht sich diese Definition des Gewässers auf alle Bereiche, die bei unterschiedlichen Wasserständen durchflossen werden. Das beinhaltet das jeweilige Fluss- bzw. Bachbett, das Gewässerumfeld (Aue) und den von außen nicht sichtbaren Wasserfluss im Kieskörper unter dem Fluss- bzw. Bachbett.

Grundwasserschwankungen und Überschwemmungen standörtliche angepasste Baumartenzusammensetzungen etabliert werden.¹⁷

12.2.2 Totholz

Als Totholz werden alle abgestorbenen verholzten Pflanzenteile bezeichnet. Es kann sich dabei um ganze Bäume, abgestorbene oder abgesägte Baumteile, abgestorbene Wurzeln oder Äste handeln (Kail und Gerhard 2003).

Totholz ist ein wichtiger gewässerökologischer Faktor. Der Einfluss von Totholz auf die Biozönosen kann in direkte und indirekte Wirkungen unterteilt werden. Totholz verändert die Strömungsverhältnisse und beeinflusst dadurch die Morphologie, Hydrologie und den Stoffhaushalt der Gewässer. Durch die Veränderung dieser abiotischen Faktoren hat Totholz indirekten Einfluss auf die Biozönosen. Außerdem ist Totholz wichtiges Lebenssubstrat und Lebensraum für das Makrozoobenthos, die Fischfauna und einige terrestrische Arten.¹⁸

An Fließgewässern im Wald kann Totholz durch Nutzungsverzicht der Bäume im direkten Gewässerumfeld und Belassen des Holzes im Wasser entstehen.

12.2.2.1 Totholz und Gewässerunterhaltung

Trotz der dargestellten hohen ökologischen Bedeutung des Totholzes in Fließgewässern wird es im Rahmen der Gewässerunterhaltung praktisch vollständig und möglichst schnell aus dem Gewässer entfernt. Die Gründe dafür sind, dass Totholz, dort wo es ins Fließgewässer gelangt, den Abfluss aufstauen und so das Überschwemmungsrisiko für die Anleger erhöhen kann. Außerdem kann Totholz, das mit der Strömung transportiert wird, Brücken, Durchlässe oder Verrohrungen beschädigen oder dort Überschwemmungen verursachen. Bei der Gewässerunterhaltung entsteht damit der Zwiespalt, einerseits den gefahrlosen Abfluss des ankommenden Wassers sicherzustellen und andererseits den gesetzlichen Auftrag zu erfüllen, Naturnähe an Fließgewässern zu erhalten bzw. wo nicht mehr vorhanden, soweit wie möglich wieder herzustellen (Gerhard und Reich 2001, S. 6). Nach § 28 WHG¹⁹ umfasst die Unterhaltung eines Gewässers seine Pflege und Entwicklung. Es gehört also auch zur Gewässerunterhaltung, unterhalb der Grenzen zum Gewässerausbau²⁰ die Gewässer auszubilden. Art und Umfang der Unterhaltung werden in erster Linie durch die Bewirtschaftungsziele der §§ 25a – 25 d WHG rechtlich bestimmt. Zudem muss die Unterhaltung der Gewässer nach § 28 Abs. 1 Satz 3 WHG den im Maßnahmenprogramm nach § 36 WHG an die Gewässerunterhaltung gestellten Anforderungen entsprechen. Betrachtet man die im Wasserhaushaltsgesetz normierten Ziele

¹⁷ Zur natürlichen Vegetation an Fließgewässern siehe u.a. auch Umweltministerium Baden-Württemberg (1994), Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1999) und Fischer (2003).

¹⁸ Für detaillierte Untersuchungen zur Bedeutung von Totholz in Fließgewässern siehe u.a. auch Kail (2005), Gerhard und Reich (2001); Hering und Reich (1997); Maser und Sedell (1994).

¹⁹ Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz – WHG) vom 19. August 2002 (BGBl. I S. 3245)

²⁰ Der Gewässerausbau wird in § 31 Abs. 2 Satz 1 WHG als „Herstellung, Beseitigung oder wesentliche Umgestaltung eines Gewässers oder seiner Ufer“ definiert. Die Abgrenzung des Gewässerausbaus zur Gewässerunterhaltung ist eindeutig, wenn es sich um die Herstellung und Beseitigung eines Gewässers handelt. Im Einzelfall können allerdings Zweifel auftreten, ob es sich bei einer Wasserbaumaßnahme um eine wesentliche Umgestaltung des Gewässers handelt und somit rechtlich eine Ausbaumaßnahme vorliegt. Eine wesentliche Umgestaltung als Kriterium eines Ausbaus liegt jedenfalls dann vor, wenn der Zustand des Gewässers in einer für den Wasserabfluss bedeutsamen Weise verändert wird (Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landeswirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen 1999, S. 10). Der Gewässerausbau bedarf nach § 31 Abs. 2 Satz 1 WHG der Planfeststellung oder der Plangenehmigung in den Fällen des § 31 Abs. 3 WHG (nicht UVP-pflichtiger Gewässerausbau).

der Bewirtschaftung im Hinblick auf die EG-WRRL (insbesondere des Anhangs V) so erscheint das Einbringen und Belassen von Totholz als eine geeignete Maßnahme zur Zielerreichung. Diese Maßnahmen begünstigen die Erreichung der hydromorphologischen Qualitätsziele (Anhang V, Tabelle 1.2.1) der EG-WRRL (vgl. Abb. 63).

Die Grenze der Zulässigkeit des Einbringen und Belassen von Totholz in Fließgewässern ergibt sich einerseits aus den Vorgaben des § 28 Abs. 1 Satz 5 WHG. Hiernach umfasst die Gewässerunterhaltung auch den Erhalt eines ordnungsgemäßen Wasserabflusses. Andererseits ist das Einbringen und Belassen von Totholz durch die Gefahr einer Rechtsverletzung Dritter begrenzt. Die Gewässerunterhaltung ist eine öffentlich-rechtliche Verbindlichkeit, die nicht im Interesse Dritter besteht. Dritte haben grundsätzlich keinen Rechtsanspruch gegen den Träger der Unterhaltungslast auf Erfüllung der Unterhaltungspflicht bzw. das Durchführen bestimmter Unterhaltungsarbeiten.²¹ Ein Anspruch kann sich jedoch aus dem Gesichtspunkt eines öffentlich-rechtlichen Beseitigungsanspruches in entsprechender Anwendung des § 1004 BGB ergeben. Führt die Verletzung der Unterhaltungspflicht zu einem Eingriff in das durch Art. 14 Abs. 1 GG geschützte Eigentumsrecht eines Dritten, so geht der Anspruch des Dritten nicht auf Verletzung der wasserrechtlichen Unterhaltungspflicht unmittelbar, sondern auf die Abwehr des Eingriffs in das Eigentum.²² Wird ein Dritter durch Verletzung der Unterhaltungspflicht in seinem Eigentum geschädigt, so kann ein zivilrechtlicher Schadensersatzanspruch gegeben sein. Es entspricht gefestigter Rechtsprechung, dass für den Fall der Nicht- bzw. Schlechterfüllung der Gewässerunterhaltungspflicht nach allgemeinem Deliktrecht gehaftet wird, insbesondere aus § 823 Abs. 1 BGB.^{21,23}

12.2.3 Raum für die Gewässer

Bei allen Maßnahmen der Gewässerunterhaltung und des Gewässerausbaus ist die Bedeutung der Fließgewässer im Naturhaushalt zu berücksichtigen. Hieraus ergibt sich die Aufgabe, den ökologischen Zustand der Wasserläufe zu verbessern und schließlich einen guten Zustand herbeizuführen. Das Zulassen einer naturnahen Entwicklung ist eine wesentliche Komponente. Hierfür muss dem Gewässer ausreichend Raum für die eigendynamische Entwicklung zur Verfügung stehen, welcher beispielsweise durch forstliche Nutzungsverzichte in der Talaua gefördert werden kann.

12.2.4 Ökologische Durchgängigkeit

Fließgewässer sind komplexe Ökosysteme aus unterschiedlichen Lebensräumen (Biotope) und Lebensgemeinschaften (Biozönosen). Wasserkörper und Gewässerbett, Wasserwechselzone und vom Gewässer beeinflusstes Umland werden jeweils durch bestimmte Faktoren geprägt und weisen dementsprechend charakteristische Biozönosen auf.

Die Grundvoraussetzung für Ausbildung vollständiger, bzw. typischer Lebensgemeinschaften in Fließgewässern ist die ökologische Durchgängigkeit, und zwar in Längs- und Querrichtung sowie in vertikaler Richtung.

Die ökologische Durchgängigkeit wird u. a. durch Stauanlagen in Fließgewässern erheblich beeinträchtigt. Diese Anlagen sind Barrieren für Fische und andere Wasserorganismen. Weitere Hindernisse sind Sohlabstürze, steile Rampen, verrohrte oder im Sohlbereich künstlich

²¹ BGH, Urteil vom 24. Februar 1994 – III ZR 4/93. In: NJW 1994, Heft 47, S. 3090 – 3092, hier S. 3090

²² VG Lüneburg, Urteil vom 26. Mai. 2004. In: Niedersächsisches Oberverwaltungsgericht - Rechtsprechungsdatenbank, <http://www.dbovg.niedersachsen.de/Entscheidung.asp?Ind=0550020040000433+A>

²³ BGH, Urteil vom 25. Februar 1993 – III ZR 9/92. In: NJW 1993, Heft 28, S. 1799 – 1801, hier S. 1800.

befestigte Abschnitte.²⁴ Die Durchgängigkeit des Gewässers kann durch Entfernen der Hindernisse wiederhergestellt, oder durch den Bau geeigneter Umgehungsgewässer gewährleistet werden.

Bei der Umsetzung der EG-WRRL kommt der Wiederherstellung der Durchgängigkeit eine besondere Bedeutung zu. Der ökologisch gute Zustand ist ohne eine Vernetzung der aquatischen Lebensräume nicht zu erreichen. In Anhang V der WRRL wird die Durchgängigkeit als wesentliche Qualitätskomponente zur Einstufung des ökologischen Zustandes der Gewässer genannt (vgl. Abb. 63).

Die Erschließung der Wälder mit Waldwegen führt durch den Bau von Gewässerkreuzungen zwangsläufig zur Störung insbesondere der longitudinalen Durchgängigkeit. Diese können dem angestrebten „guten Gewässerzustand“²⁵ (Artikel 4 Abs. 1a Satz ii EG-WRRL) entgegenstehen. Es ist daher für jeden Einzelfall zu untersuchen, ob Verbesserungen notwendig sind und wie diese in die Maßnahmenprogramme zur Erreichung der Umweltziele der EG-WRRL (Art. 11 WRRL) aufgenommen werden können.

²⁴ Für detaillierte Beschreibungen von Querbauwerken und deren Wirkungen auf die ökologische Durchgängigkeit siehe u.a. auch Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landeswirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (1999); Bönecke et al. (2004); Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (2005, 2006 a und 2006 b).

²⁵ Der gute Zustand der Oberflächengewässer ist nach Art. 2 Nummer 18 EG-WRRL der Zustand, der sich in einem zumindest „guten“ ökologischen und chemischen Zustand befindet (vgl. 12.1).

13 Bewertungsbeispiel Gewässerstrukturmaßnahme

Im Rahmen der Gewässerstrukturverbesserung werden häufig das Zurückdrängen der Fichte (bzw. anderer nicht standortgerechter Baumarten) und die Etablierung von Erlenwäldern als natürliche Pflanzengesellschaften des die Gewässer begleitenden Uferstreifens vorgeschlagen (vgl. 12.2.1). Gleichzeitig wird diskutiert, dass die Bäume am direkten Gewässerrand nicht genutzt werden sollen. Dieser Nutzungsverzicht wirkt positiv auf die Beschattung der Gewässer und liefert den wichtigen gewässerökologischen Faktor Totholz. Die ökonomische Bewertung dieser Gewässerstrukturmaßnahme beinhaltet dabei zwei Bewertungstatbestände (den Baumartenwechsel und den Nutzungsverzicht des Erlenbestandes).

Referenz: Der Forstbetrieb wirtschaftet mit der Baumart Fichte. Der jährliche Holzproduktionswert beträgt für die Fichte (I. Ertragsklasse) unter den gegebenen Bedingungen bei einer optimalen Umtriebszeit von 80 Jahren 145 EUR/ha und Jahr (siehe Werttabelle 9.1).

Alternative Bewirtschaftung: Als gewünschte forstliche Gewässerschutzmaßnahme soll der Forstbetrieb künftig mit Erle (I. Ertragsklasse) wirtschaften. Der jährliche Holzproduktionswert aus der alternativen Bewirtschaftung mit Erle ergibt 11 EUR/ha und Jahr bei einer Produktionsdauer von 90 Jahren (siehe Werttabelle 9.8).

Jährlicher Ertragsverlust: Der jährliche Ertragsverlust ergibt sich aus der Differenz der jährlichen Holzproduktionswerte für Fichte (145 EUR/ha) und Erle (11 EUR/ha). Er beträgt 134 EUR/ha und Jahr.

Zur Erhöhung des Totholzanteils wird vom Forstbetrieb gewünscht, dass er auf die Erlenbewirtschaftung verzichtet. Der Ertragsverlust entspricht dem entgehenden forstlichen Holzproduktionswert während der Inanspruchnahme dieser Fläche. Diese Größe ist auch unter dem sog. Begriff der Bodenbruttorente in der Waldbewertungspraxis gebräuchlich. Der jährliche Ertragsverlust beträgt 62 EUR/ha und Jahr (siehe Werttabelle 9.8 ohne Kulturkosten).

Der Ausgleich dem den Forstbetrieb zu zahlen ist, dass er die Fichte durch die Erle ersetzt und auf dessen Nutzung verzichtet, beträgt demnach 134 EUR/ha und Jahr aus dem aus den Baumartenwechsel entstandenen Ertragsverlust plus die entgangene Bodenbruttorente aus der nicht zu nutzenden Erle von 62 EUR/ha und Jahr, also 196 EUR/ha und Jahr für die Dauer von 90 Jahren.

Die Differenz zwischen den genannten Gesamtausgleichsbetrag (196 EUR/ha) und dem jährlichen Holzproduktionswert der Fichte (145 EUR/ha) ist 51 EUR/ha. Dieser Betrag entspricht auch der Differenz der jährlichen Holzproduktionswerte von Erle bei mit (11 EUR/ha) und ohne Kulturkostenbetrachtung (62 EUR/ha). Eine Kapitalisierung dieses Wertes (siehe Formel (2)) führt zu einem Betrag von 2500 EUR/ha, was wiederum den Kulturkosten für die Erlenbegründung entspricht. Demnach besteht auch die Möglichkeit dem Forstbetrieb den Ertragsverlust aus der nicht realisierten Fichtenproduktion zu entgelten und ihm gleichzeitig für die Neubegründung des Erlenbestandes die Kulturkosten zu erstatten.

14 Adjustierung der jährlichen Holzproduktionswerte

Neben der Massenproduktion sind für den wirtschaftlichen Erfolg und mithin auch für die jährlichen Holzproduktionswerte die erntekostenfreien Holzerlöse von großer Bedeutung. Zur Dokumentation des Niveaus der Deckungsbeiträge in EUR/Efm wurden für nachhaltige Betriebsklassen, bei denen alle Altersklassen jeweils gleichmäßig vertreten sind, die durchschnittlichen erntekostenfreien Holzerlöse (Deckungsbeiträge) berechnet. In der folgenden Tabelle 24 sind die durchschnittlichen Deckungsbeiträge (EUR/Efm) der hier verwendeten Berechnungen dargestellt.

Tabelle 24: Durchschnittliche Deckungsbeiträge für nachhaltige Betriebsklassen der verschiedenen Baumarten und jeweils für die I. bis III. Ertragsklasse bei Wertklasse 1

Baumart	Ertragsklasse	durchschnittlicher Deckungsbeitrag (Vornutzung)	durchschnittlicher Deckungsbeitrag (Endnutzung)	durchschnittlicher Deckungsbeitrag (gesamt)
		(EUR/Efm)	(EUR/Efm)	(EUR/Efm)
Fichte	I.	27	33	30
	II.	25	32	29
	III.	23	31	28
Douglasie	I.	34	41	34
	II.	23	38	31
	III.	21	34	29
Kiefer	I.	22	29	25
	II.	20	28	24
	III.	19	27	23
Eiche	I.	50	108	73
	II.	44	101	68
	III.	29	88	58
Buche	I.	30	54	42
	II.	26	50	38
	III.	21	44	34
Esche	I.	24	48	33
	II.	14	34	22
Erle	I.	13	30	20
	II.	11	26	18
	III.	4	16	10

Änderungen der durchschnittlichen Holzerlöse und/oder der Holzerntekosten führen zu Abweichungen vom durchschnittlichen Deckungsbeitrag. Beispiele für die Veränderung der Holzerlöse und deren Auswirkungen auf die Deckungsbeiträge sind in Tabelle 25 beispielhaft für Buche und Fichte dargestellt, wobei die Wertziffer 1 als Referenz verwendet wird. Unterschiede zwischen den Wertziffern beinhalten Abweichungen der Holzerlöse vom durchschnittlichen Holzerlös und diese wiederum in einem stärkeren Ausmaß vom durchschnittlichen Deckungsbeitrag (siehe Tabelle 25).

Tabelle 25: Abweichungen vom durchschnittlichen Holzerlös und deren Auswirkung auf die durchschnittlichen Deckungsbeiträge

Baumart	Wertziffer	Abweichung vom durchschnittlichen Holzerlös [%]	Änderung des durchschnittlichen Deckungsbeitrages [%]			
			I. Ekl.	II. Ekl.	III. Ekl.	Mittelwert (I.-III. Ekl.)
Fichte	W 1	0%	0%	0%	0%	0%
	W 2	-7%	-10%	-10%	-12%	-11%
	W 3	-13%	-20%	-21%	-22%	-21%
Buche	W 1	0%	0%	0%	0%	0%
	W 2	-13%	-22%	-21%	-20%	-21%
	W 3	-22%	-37%	-36%	-33%	-35%

Beispiele für die Veränderung der Holzerntekosten und deren Auswirkungen auf die Deckungsbeiträge sind in Tabelle 26 beispielhaft für Buche und Fichte dargestellt, wobei die Kosten bei der Holzernte im Flachland als Referenz verwendet werden. Unterschiede zwischen den Varianten bei der Holzernte beinhalten Abweichungen der Holzerntekosten von den durchschnittlichen Holzerntekosten und diese wiederum in einem weniger starkem Ausmaß vom durchschnittlichen Deckungsbeitrag (siehe Tabelle 26).

Tabelle 26: Abweichungen vom durchschnittlichen Holzerlös und deren Auswirkung auf die durchschnittlichen Deckungsbeiträge

Baumart	Variante Holzerntekosten	Abweichung von durchschnittlichen Holzerntekosten [%]	Änderung des durchschnittlichen Deckungsbeitrages [%]			
			I. Ekl.	II. Ekl.	III. Ekl.	Mittelwert (I.-III. Ekl.)
Fichte	Flachland	0%	0%	0%	0%	0%
	Bergland	49%	-22%	-25%	-31%	-26%
	Vollbaumnutzung	24%	-14%	-16%	-20%	-16%
Buche	Flachland	0%	0%	0%	0%	0%
	Bergland	24%	-8%	-10%	-12%	-10%
	Vollbaumnutzung	15%	-6%	-7%	-9%	-8%

Die durchschnittlichen Deckungsbeiträge der verschiedenen Baumarten in EUR/Efm (siehe Tabelle 24) sind geeignet, das jeweilige Niveau der Deckungsbeiträge zu charakterisieren. Diese Angaben können auch zur Adjustierung der entsprechenden jährlichen Holzproduktionswerte herangezogen werden, denn proportionale Abweichungen von diesem durchschnittlichen Deckungsbeitrag (sei es durch veränderte Holzerntekosten oder auch aufgrund veränderter Holzerlöse) führen auch zu veränderten jährlichen Holzproduktionswerten. Dabei wirkt sich, zumindest für die Fälle, in denen keine waldbaulichen Kosten für Bestandesbegründung oder Bestandespflege einbezogen werden, eine Erhöhung bzw. Verringerung des Niveaus der Deckungsbeiträge annähernd direkt proportional auf die absolute Höhe der jährlichen Holzproduktionswerte aus. So würde bspw. eine Verringerung des durchschnittlichen Deckungsbeitrages um 20 % (entspricht 80 % des durchschnittlichen Deckungsbeitrages) auch eine Verringerung des jährlichen Holzproduktionswertes um 20 % bewirken. In den folgenden Abbildungen sind die Abweichungen vom durchschnittlichen Deckungsbeitrag und deren Auswirkungen auf den jährlichen Holzproduktionswert für die Baumarten Fichte (siehe Abb. 64) und Buche (Abb. 65) graphisch dokumentiert.

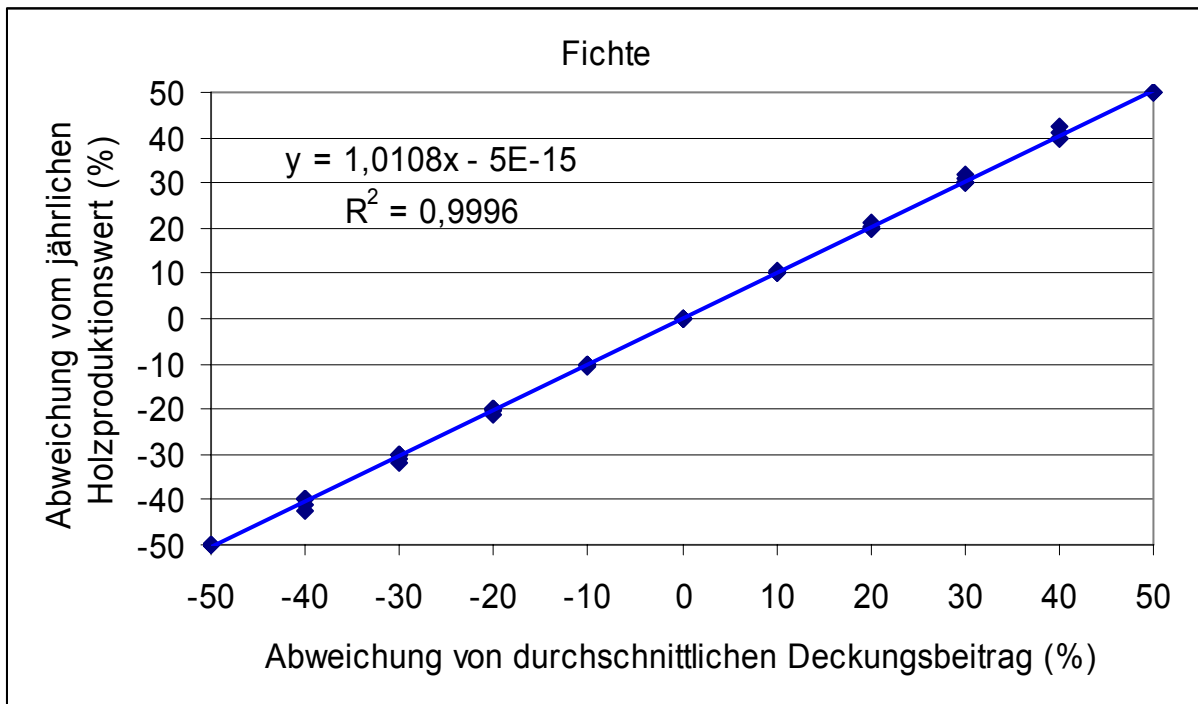


Abb. 64: Abweichung vom durchschnittlichen Deckungsbeitrag Fichte

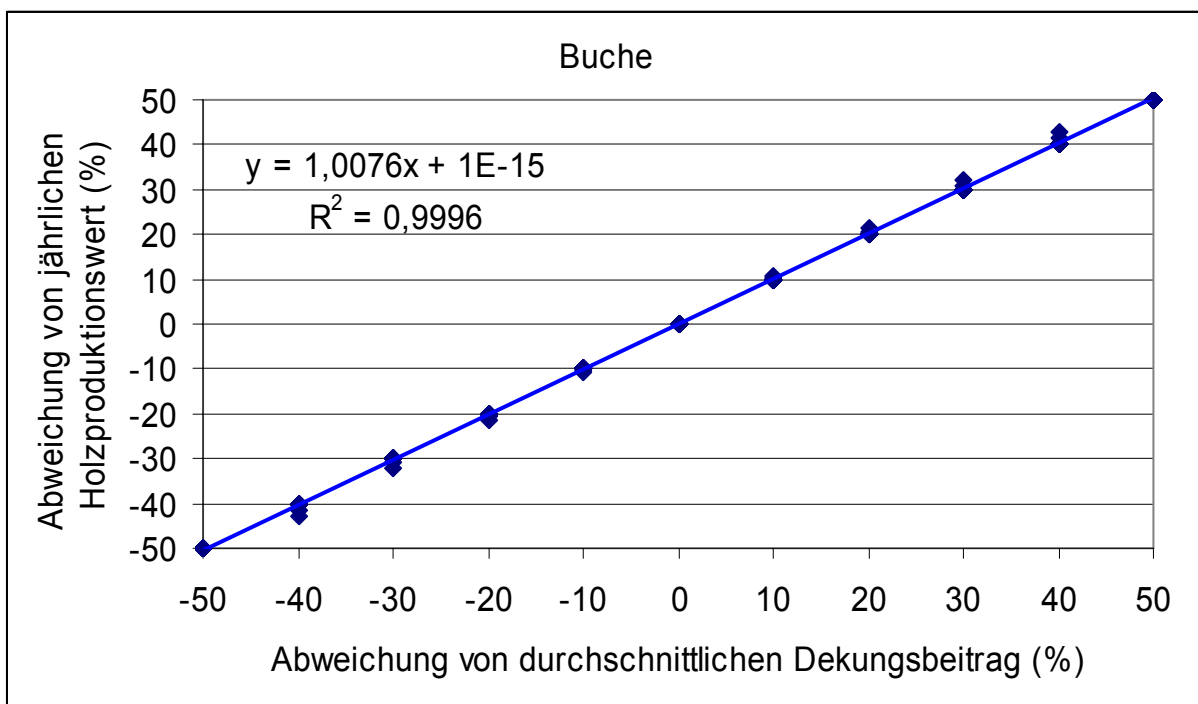


Abb. 65: Abweichung vom durchschnittlichen Deckungsbeitrag Buche

Aufgrund dieser Ergebnisse kann nun die Anzahl der verschiedenen Werttabellen für die jährlichen Holzproduktionswerte beschränkt werden. Verändert sich der durchschnittliche Deckungsbeitrag, variieren proportional dazu auch die jährlichen Holzproduktionswerte. Durch Zu- und Abschläge für Änderungen der Holzerntekosten bzw. der Holzerlöse können die jährlichen Holzproduktionswerte aus den Werttabellen somit für konkrete betriebliche Gegebenheiten abgebildet werden. Zudem vereinfacht dieses Vorgehen die Verwendung von jährlichen Holzproduktionswerten und erleichtert die Anwendung für die Forstpraxis.

15 Methodik der empirischen Untersuchung

15.1 Theoriebildung

Aufgrund einer im Vorfeld durchgeführten Literaturrecherche konnte angenommen werden, dass in Niedersachsen nur wenig Maßnahmen und Projekte zum forstlichen Gewässerschutz durchgeführt werden. Deshalb besitzt die Studie einen in erster Linie explorativen Charakter. Dementsprechend wurde ein qualitatives Forschungsdesign gewählt. Qualitativer Sozialforschung wird generell eine eher induktive Herangehensweise zugeschrieben, die aufgrund ihrer Offenheit Theorien aus empirischem Material entstehen lässt, anstatt deduktiv theoretische Hypothesen zu testen wie in der quantitativen Sozialforschung (vgl. Lamnek 2005, S. 250). Somit wird unter qualitativer Sozialforschung eher ein Hypothesen generierendes Verfahren anstatt ein Hypothesen prüfendes Verfahren verstanden (vgl. Lamnek 2005, S. 21). Eine induktive Herangehensweise an die Studie, also eine Zusammenfassung von Einzelfällen in einen allgemeinen Satz oder vermutete Gesetzmäßigkeiten, erschien sinnvoll, da bisher kaum forstwissenschaftliche Literatur zum Thema des Interessenausgleichs zwischen Wassernutzern und -schützern vorhanden ist. Des Weiteren ist das Ziel der Studie Handlungsempfehlungen für ein wenig problematisiertes Thema abzuleiten. Dazu wurden sich folgender Arbeitsschritte bedient: Als erstes stand die Entdeckung von Strukturen und Zusammenhängen mit Hilfe der empirischen Untersuchung, dann die Kategorie- oder Begriffsbildung. Anschließend sollen die Ergebnisse auf nicht beobachtbare Forstakteure anwendbar gemacht werden.

15.2 Methodik der Informationsgewinnung

Um eine möglichst vollständige Aufnahme der Maßnahmen und Projekte zu erhalten, wurden verschiedene Methoden aus der empirischen Sozialforschung angewendet. Abb. 66 gibt einen Überblick über das Forschungsdesign. Neben der Literaturrecherche zur Einarbeitung in die Thematik wurde während der Untersuchung fortlaufend eine Strukturierung und Vertiefung des Themas anhand der Literatur durchgeführt.

Grundlagen (Rahmenbedingungen)			Datenerhebung
Erhebungsmethode	Literaturrecherche	Dokumentenanalyse	Identifikation der Akteure
			Explorative Telefoninterviews
			Schriftliche Befragung
			Fallstudien (Maßnahmenbeispiele)
			Experteninterviews
			Instrumentenanalyse

Abb. 66: Übersicht der Erhebungsmethoden und Forschungsschritte

Befragungen sind noch immer das am häufigsten verwendete und am weitesten entwickelte Instrument in der Datenerhebung der empirischen Sozialforschung (Kromrey 1998, S. 335). Die Methode der Befragung ist besonders für eine Bestandsanalyse von bisher wenig thematisierten Sachverhalten geeignet, da andere Methoden der Sozialforschung wie die Beobachtung oder die Inhaltsanalyse hier versagen.

Nach der Auswahl der Forschungsmethode hat eine Operationalisierung der Fragestellung stattgefunden, im Zuge derer die für die Studie relevanten Akteure identifiziert wurden und ein Interviewleitfaden (siehe Anhang IV Kapitel 17) konstruiert wurde.

15.3 Interviews

Interviews lassen sich hinsichtlich des Grades an Standardisierung in nicht-standardisierte, teil-standardisierte und voll-standardisierte Befragungen untergliedern (vgl. Kromrey 1998, S. 364). Bei nicht-standardisierten wird vollständig auf einen Fragebogen verzichtet. Der teil-standardisierten Interviewleitfaden besteht aus einem Fragebogengerüst in dem vornehmlich mit offenen Fragen gearbeitet wird und sich das Gespräch entlang eines inhaltlichen „roten Fadens“ entwickelt. Voll-standardisierte Fragebögen zeichnen sich dadurch aus, dass der Ablauf der Fragen festgelegt ist und sämtliche Fragen explizit vorformuliert sind. In der vorliegenden Untersuchung wurde ein teil-standardisierter Fragebogen verwendet. Schnell et al. (1995, S. 353) sehen als Ziel und Vorteil von Leitfadengesprächen im Allgemeinen, dass durch die offene Gesprächsführung, die Erweiterung von Antwortspielräumen der Bezugsrahmen des Befragten bei der Fragebeantwortung miterfasst werden kann. Somit kann ein Einblick in die Relevanzstrukturen und Erfahrungshintergründe des Befragten erlangt werden. Sie eignen sich unter anderem besonders zu Exploration, als Pretest, zur Hypothesenentwicklung und zur Systematisierung wissenschaftlichen Verständnisses (Schnell et al. 1995, S. 352). Als Nachteile von Leitfadengesprächen werden die höheren Anforderungen an den Interviewer, die hohen Anforderungen an die Bereitschaft des Befragten zur Mitarbeit, der höhere Zeitaufwand als bei standardisierten Befragungen sowie die geringere Vergleichbarkeit der Ergebnisse und damit schwierige Auswertbarkeit angeführt (vgl. FRIEDRICHS 1990, S. 157).

Die zu erfassenden Aspekte bei der Befragung sind im Folgenden kurz dargestellt. Der Leitfaden wurde in vier Blöcke unterteilt. Diese Aufteilung diente dem systematischen Aufbau des Interviews, damit in dem inhaltlich wichtigeren zweiten Block schon auf Informationen aus dem ersten Block zurückgegriffen werden konnte. Der erste Block behandelte die durchgeführten forstlichen Maßnahmen und Projekte zum Gewässerschutz. Anschließend sind während des zweiten Blockes die Verträge und die Finanzierung der Wasserdienstleistungen thematisiert worden. Block 3 sollte die Anreize zur Durchführung von Wasserschutzmaßnahmen aufzeigen. Im vierten Fragenkomplex wurde nach allgemeinen Ansichten zum Thema Wasserdienstleistungen gefragt und ob Maßnahmen oder Projekte zukünftig realisierbar sind. Um die methodischen Vorteile teil-standardisierter Interviews nutzen zu können, wurden die Fragen sehr allgemein formuliert mit dem Ziel, den interviewten Akteur möglichst frei erzählen zu lassen. Der Befragte sollte nicht durch zu präzise, statische Fragen zu knappen Ja / Nein-Antworten genötigt oder unter Druck gesetzt werden. Daher wurde zu jeder Frage ein Frageziel formuliert, welches durch die allgemein gestellte Frage erreicht werden sollte. Das Frageziel beinhaltet die eigentliche, präzise Kernfrage bzw. die Unterpunkte der allgemeinen Frage. Im Idealfall soll der Experte frei auf die gestellte Frage antworten und dabei die Informationen liefern, die zur Erreichung des Frageziels benötigt werden. Wurde das Frageziel durch die Ausführungen des jeweiligen Experten nicht befriedigend erreicht, so musste der Interviewer die Ausführungen des interviewten Experten aufgreifen und aus dem Gespräch heraus präzisere Nachfragen stellen, um das Interview in die zur Informationsgewinnung geplante Rich-

tung zu lenken. Weiterhin ließen sich aus ausführlichen, freien Antworten Zusammenhänge und Strukturen der Projekte ableiten. Festzuhalten ist, dass die allgemeine Formulierung der Fragen nur mit präzise formulierten Fragezielen die gewünschten Ergebnisse liefern kann. Gleichzeitig muss der Interviewer in der Lage sein, während des Interviews aus teilweise sehr umfassenden und langen Antworten die für die Erreichung des Frageziels notwendigen Informationen zu filtern und gegebenenfalls geschickt nachzufragen.

Objekte der vorliegenden Untersuchung sind Forstbetriebe, die Maßnahmen und Projekte zum forstlichen Gewässerschutz durchführen. Die Auswahl der Interviewpartner erfolgte angepasst an den Gegenstand und die konkreten Analyseabsichten (vgl. Lamnek 2005, S. 189). Da die Studie einen explorativ-exemplarischen Charakter hat, wurde bezüglich der Forstakteure eine Vollerhebung durchgeführt, als Anhalt diente das Forstdienststellenverzeichnis des Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Es muss jedoch darauf hingewiesen werden, dass die Studie keinen Anspruch auf Repräsentativität erhebt, da der Kleinprivatwald im Rahmen der Erhebung nicht erfasst werden konnte. Die Forstakteure wurden als erstes befragt, da davon ausgegangen werden konnte, dass so alle relevanten im Wald realisierten Projekte und Maßnahmen, identifiziert werden. Weitere Interviewpartner wurden dem Schneeball-Prinzip folgend ausfindig gemacht, da von den befragten Personen häufig andere Ansprechpartner empfohlen wurden.

Die Interviews wurden im Zeitraum von Februar bis Mai 2007 telefonisch durchgeführt. In der Literatur wird das telefonische Interview meist im Zusammenhang mit Markt- und Meinungsforschungsumfragen genannt (vgl. Kromrey 1998, S. 363; Schnell et al. 1995, S. 338). Atteslander (2003, S. 176) führt als Vorteile einer telefonischen Befragung an, dass eine erhöhte Erreichbarkeit gegeben ist, rasche Verarbeitungsmöglichkeit der erhaltenen Daten und rascher Ersatz für Ausfälle. Diese Vorteile treffen auf die vorliegende Untersuchung nur teilweise zu. Aufgrund der räumlichen Entfernung zu den zu befragenden Akteuren erschien es zweckmäßig die Befragung telefonisch durchzuführen, der Vorteil des raschen Ersatzes für Ausfälle greift hier jedoch nicht, zumal eine Vollerhebung der Forstakteure des Landes und größeren Privatwaldes durchgeführt wurde. Als Nachteile der telefonischen Befragung sind zum einen die erschwerte Kontrolle der Situation im Interview (wer antwortet), zum anderen die Begrenzung auf relativ einfache Fragestellungen und das Erinnerungsstützen wie z.B. Tabellen entfallen (Atteslander 2003, S. 176). Außerdem ist die häufig geringe Bereitschaft der Befragten, sich am Telefon über sensible Themen zu äußern zu nennen. Diesen Nachteilen konnte jedoch entgegengewirkt werden, indem einerseits die Bereitschaft zur Teilnahme am Gespräch, durch die Motivation Ergebnisse zur Verfügung zu stellen erhöht wurde und der Interviewer in der Rolle des Ko-Experten auftrat. Eine Voraussetzung für die Durchführung eines Interviews sind jedoch gute verbale Fähigkeiten beider Gesprächspartner (vgl. Friedrichs 1990, S. 207). Eine schriftliche Befragung wurde als nicht zielführend erachtet, da die Rücklaufquoten häufig gering sind, die Interviewsituation noch weniger als beim telefonischen Interview kontrollierbar ist und in der Regel nur einfache Tatbestände ermittelt werden können (vgl. Atteslander 2003, S. 175).

Sofern Forstbetriebe nicht zu telefonischen Interviews bereit waren wurde der Leitfaden postalisch oder digital zugesandt. Zwar sind nach Kromrey (1998, S. 364) schriftliche teilstandardisierte Befragungen selten, jedoch können sie sich an spezielle Zielgruppen oder Experten mit eng abgegrenztem Themenbereich wenden.

15.4 Pretest

Es wurde ein Pretest durchgeführt, bei dem sich zeigte, dass eine zu enge Fokussierung des Themas nicht die gewünschten Ergebnisse erwarten lässt. Daraufhin wurde der Interviewleitfaden mit Beispielen für forstliche Maßnahmen (vorgeschlagen aus den Ergebnissen des SILVAQUA Projektes) erweitert. Des Weiteren zeigte sich, dass Informationen durch indirekte Fragen nur unzureichend ermittelt werden konnten. Die telefonischen Interviews hatten eine Länge von 10 bis 20 Minuten, in einigen Fällen auch länger. Nach Lamnek (2005, S. 336) ist diese Gesprächszeit typisch für teil-standardisierte Interviewformen, da die Gesprächsdauer unter anderem von der Gesprächsbereitschaft und der Artikulationskompetenz des Befragten abhängt. Während der Durchführung wurden die Gesprächsinhalte protokolliert. Eine Aufzeichnung mit Hilfe von Audiogeräten erschien nicht sinnvoll. Ebenso wurde aufgrund der überschaubaren Datenmenge auf die Anwendung einer Textanalysesoftware verzichtet.

15.5 Fallstudien

Nach der Befragung folgte die nähere Beschreibung der Fallstudien. Fallstudien sind im eigentlichen Sinne keine eigenständige Methode der empirischen Sozialforschung, sie dienen vielmehr der Vertiefung und Plausibilisierung von Theorien und Hypothesen sowie zur Illustration von quantitativen Ergebnissen (vgl. FRIEDRICHS 1990, S. 507). In der vorliegenden Untersuchung dienen sie hauptsächlich zur Verdeutlichung der möglichen Maßnahmen und Projekte des forstlichen Gewässerschutzes und der Gestaltungen der entsprechenden Vereinbarungen oder Regelungen. Die Beschreibung der Maßnahmenbeispiele basiert auf Experteninterviews, die mit den beteiligten Akteuren der Forstwirtschaft, der öffentlichen Verwaltung, der Wasserwirtschaft und sonstigen Projektpartnern durchgeführt wurden. Die Fallbeispiele stellen Maßnahmen dar, die in Niedersachsen durchgeführt wurden oder werden. Sie wurden entweder aufgrund der Einzigartigkeit ausgewählt oder aufgrund der vergleichsweise häufigen Durchführung.

15.6 Experteninterviews

Das Experteninterview wird gerne in der Praxis angewandt, ist theoretisch jedoch mangelhaft fundiert (vgl. Meuser & Nagel 2002a, S. 71). Im Gegensatz zu anderen qualitativen Interviewformen, steht der Befragte in seiner Funktion als Experte für konkrete Wissens- und Handlungsbereiche im Fokus des Interesses (vgl. Bogner & Menz 2002, S. 25). Methodisch unterscheiden sich Experteninterviews von anderen Interviewarten in der Gesprächsführung und in der Auswertung. Sie sind gekennzeichnet durch ihr spezielles Erkenntnisinteresse und die Auswahl der Befragten (vgl. Abels & Behrens 2002, S. 175). In Abhängigkeit vom Erkenntnisinteresse bieten Gespräche mit Experten bisweilen die einzige Möglichkeit vertiefte Informationen zu erhalten, die ein Rückgriff auf andere Datenquellen nicht oder nur mit einem weitaus höheren Aufwand liefern könnte. Wie andere nicht-standardisierte oder teil-standardisierte Methoden der qualitativen Forschung bieten die Ergebnisse eines Experteninterviews eine realitätsgerechtere Darstellung als rein quantitative Befragungen (vgl. Lamnek 2005, S. 138). Die Experteninterviews wurden ebenso wie die explorativen Telefoninterviews mit Hilfe eines Leitfadens durchgeführt. Dieser Leitfaden wurde jedoch vorher speziell auf den zu befragenden Gesprächspartner abgestimmt und gegebenenfalls erweitert oder gekürzt.

15.7 Dokumentenanalyse

Unter Dokumentenanalyse wird nach Kromrey (1998, S. 298) eine „[...] Forschungstechnik, mit der man aus jeder Art von Bedeutungsträgern durch systematische und objektive Identifizierung ihrer Elemente Schlüsse ziehen kann, die über das einzelne analysierte Dokument hinaus verallgemeinbar sein sollen [...]“ verstanden. Zur Untersuchung der Ziele und rechtlicher Auflagen sowie zur Aufarbeitung formeller Regelungen bedurfte es einer Auswertung von Primärdaten. Analysiert wurden unter anderem Verträge und Kooperationsvereinbarungen zwischen Forstbetrieben und Wasserversorgern, Gesetzestexte, Verwaltungserlasse und -vorschriften, Informationsbroschüren sowie Internet-Homepages. Ziel der Dokumentenanalyse war es, allgemeingültige Handlungsempfehlungen abzuleiten wie sie sich aus den formalen Regeln und Tatsachen des Wasserrechtes ergeben und die Ergebnisse aus den Befragungen zu prüfen und zu vervollständigen.

Die ermittelten Wasserschutzdienstleistungen sind im Anschluss an die empirische Untersuchung verschiedenen Instrumenten folgender Kategorien zugeordnet worden:

- Regulative Instrumente
- Informationelle Instrumente
- Ökonomische Instrumente

16 Leitfaden zum strukturierten Interview „Vergütung von Wasser- schutz- und Wassernutzungsmaßnahmen im Wald

Block 1: Maßnahmen und Projekte des forstlichen Gewässerschutzes

1. Führen Sie in Ihrem Wirkungskreis Maßnahmen oder Projekte mit dem speziellen Ziel der Verbesserung von Wasserqualität oder -quantität (= „Wasserschutzmaßnahmen“) durch?

<u>Beispiele für Maßnahmen entsprechend der Wasserrahmenrichtlinie:</u>	
Waldbauliche Maßnahmen	(Umbau, Strukturierung, Erstaufforstung, Unter-, Voranbau, etc.)
Waldschutz	(Verzicht auf Pflanzenschutzmittel)
Wasserschutz/Bodenschutz	(Kalkungen)
Forsteinrichtung/Forstplanung	(Ausscheidung von Gewässern und Umgebung als eigene Bewirtschaftungseinheit)
Holzernte	(Alternative Bringungstechniken, biol. Abbaubare Betriebsstoffe, Wasserableitung in angrenzende Waldbestände, etc.)
Wegebau/Walderschließung	(Verzicht auf Dolen, häufige Querableitungen, Auflassen bzw. Rückbau von Erschließungswegen, etc.)
Wasserbau	(Anlage von Kleinrückhalteräumen, Umgestaltung von Bachauen als Retentionsraum, Renaturierung/Erhaltung naturnaher Oberflächengewässer)

Des Weiteren sind Kooperationen zwischen dem Forstbetrieb, den Wasserversorgungsunternehmen und/oder den Fachbehörden zu nennen.

Bitte stellen Sie das Projekt kurz vor und legen Sie bitte eine Kopie der Vereinbarungen bei.

.....

.....

.....

2. Wenn ja, durch wen sind Sie beraten worden? (Bitte Namen und Kontaktadresse angeben)

.....

.....

3. Falls keine Projekte durchgeführt werden, haben Sie Verträge mit Wasserversorgern über Wassergewinnungsanlagen (Brunnen) im Wald? Bitte legen Sie eine Kopie der Verträge bei.

.....

.....

4. Falls Frage 1. und/oder 3. positiv beantwortet wurden:

Wer sind die wichtigsten Ansprechpartner? (Bitte Namen und Kontaktadresse angeben)

.....

Block 2: Verträge und Finanzierung von Wasserschutzmaßnahmen im Wald

1. Bekommen Sie einen finanziellen Ausgleich für Mehrkosten bzw. Mindereinnahmen resultierend aus den Wasserschutzmaßnahmen?

.....

2. Auf welcher Berechnungsgrundlage wird eine Ausgleichsforderung bemessen?

.....

3. Partizipieren forstliche Maßnahmen aus der Wasserentnahmegebühr? Wenn ja, in welcher Höhe?

.....

Block 3: Anreize für Wasserschutzmaßnahmen

1. Auf Grund welcher Anreize bzw. Instrumente wurde das Projekt / die Maßnahme durchgeführt? Bitte ankreuzen.

Ordnungsrechtliche Instrumente (Verbote, Gebote, Handlungsbeschränkungen, etc.)	
Marktwirtschaftliche Instrumente (Abgaben, Zertifizierung, etc.)	
Ökonomische Instrumente (forstl. Förderung von Wasserschutz, Vertragwasserschutz, etc.)	
Informationelle Instrumente (Beratung, etc.)	
Freiwillige Vereinbarungen (Kooperationen)	

2. Wie würden Sie die bisherigen Projekte / Maßnahmen beurteilen?

In Bezug auf ...

Bitte bewerten Sie auf einer Skala von 1 bis 6, wobei 1 die höchste Wertigkeit hat.

	1	2	3	4	5	6
Zielerreichung (Wasserschutz)						
Zielerreichung (finanzieller Ausgleich)						
Akzeptanz						
Durchführbarkeit						
Kontrolle						

Block 4: Zukünftige Entwicklung

1. Für wie wichtig erachten Sie das Thema Ausgleich für wasserschützende Maßnahmen?

Bitte bewerten Sie auf einer Skala von 1 bis 6, wobei 1 die höchste Wertigkeit hat.

	1	2	3	4	5	6
Wichtigkeit						

2. Haben Sie, bezogen auf Ihren Wirkungskreis (weiteres) Interesse an Maßnahmen zum Ausgleich von Wasserschutzmaßnahmen? Wenn ja, wie stellen Sie sich solche Maßnahmen konkret vor?

.....

.....

.....

3. Was halten Sie für besonders wirkungsvoll, um einen Ausgleich zwischen Forst- und Wasserwirtschaft herbeizuführen?

Bitte bewerten Sie auf einer Skala von 1 bis 6, wobei 1 die höchste Wertigkeit hat.

	1	2	3	4	5	6
Gesetze und Verordnungen? (Ordnungsrechtliche Instrumente)						
Förderung/Subventionen/Abgaben? (Ökonomische Instrumente)						
Beratung? (Informationelle Instrumente)						
Privatwirtschaftliche Regelungen (vertragl. Vereinbarungen zw. Wassernutzenden und Wasserschützenden)?						

4. Kennen Sie weitere Akteure mit Wasser/Forst-Projekten? Nennen Sie bitte die Kontaktadressen?

.....
.....

Weitere Anmerkungen

.....
.....
.....

17 Forum zur Wasserrahmenrichtlinie

PartizipA: Partizipative Modellbildung, Akteurs- und Ökosystemanalyse in Agrarintensivregionen

Maßnahme
Partizipative Modellbildung, Akteurs- und Ökosystemanalyse in Agrarintensivregionen. Ziel war Unsicherheiten, die sich aus der WRRL für die regionale Landwirtschaft ergeben, abzubauen und mögliche Maßnahmen zur Umsetzung der WRRL zu erkunden, die zugleich die Zukunfts- und Wettbewerbsfähigkeit der Region erhalten und stärken.
Ziel der Maßnahme
Das Akteursforum hat sich auf die Verringerung der Einträge von Nährstoffen in das Grundwasser konzentriert. Es wurde sich dabei auf die Erfahrungen des etablierten kooperativen Gewässerschutzes gestützt. Im Forum sollten mögliche Maßnahmen einschließlich ihrer Realisierungschancen erkundet und Szenarien für eine zukunftsfähige Landwirtschaft in der Region unter den sich wandelnden Rahmenbedingungen erarbeitet werden.
Kurzbeschreibung/Spezifikation der Maßnahme
<p>Im Rahmen des Akteursforums fanden im Abstand von zwei bis drei Monaten jeweils etwa dreistündige Treffen der beteiligten Akteure statt. Zusätzlich zu den gemeinsamen Treffen wurden Einzelinterviews und Kleingruppensitzungen durchgeführt. Auf Grund der Vorteile, die der Wald für den Grundwasserschutz bietet, haben die Akteure verschiedene Maßnahmen vorgeschlagen. Der thematische Schwerpunkt lag zwar auf den landwirtschaftlichen Maßnahmen, es wurden jedoch letztlich fünf Themenbereiche gebildet (Agrarwirtschaft, Biogas, Forstwirtschaft, Konsumenten, übergeordnete Maßnahmen).</p> <p>Die vorgeschlagenen Maßnahmen der Forstwirtschaft sind zum einen die Erhöhung des Waldanteils durch Aufforstung von Ackerflächen. Es wird geschätzt, dass diese Maßnahme auf 10% der Fläche durchgeführt werden kann. Des Weiteren wird die Umwandlung von Nadel- in Laubwald vorgeschlagen. Diese Maßnahme kann nach Einschätzung der Akteure in 10 Jahren auf 5% der Fläche durchgeführt werden. Die dritte Maßnahme seitens der Forstakteure ist die kontinuierliche Waldkalkung alle 10 Jahre um den Versauerungsprozess durch Schadstoffeinträge in den Wald aufzuhalten.</p> <p>Bei der Abwägung der Maßnahmen ergab sich eine Präferenz für die Umwandlung von Nadel- in Laubwald. Können die Finanzierungsschwierigkeiten ausgeräumt werden, werden Waldumbau und Waldkalkung als Maßnahmen ausdrücklich empfohlen.</p>
Akteure für die Anwendung der Maßnahme
<input checked="" type="checkbox"/> Forstwirtschaft <input checked="" type="checkbox"/> Wasserwirtschaft <input checked="" type="checkbox"/> Landwirtschaft <input type="checkbox"/> Verbände <input checked="" type="checkbox"/> Bund <input checked="" type="checkbox"/> Land <input type="checkbox"/> EU <input checked="" type="checkbox"/> Sonstige
Es nahmen 14 Vertreter regionaler Organisationen aus Wasserwirtschaft, Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Naturschutz und Verwaltung teil.
Zeitbedarf und räumliche Wirkung
<p>Das Akteursforum wurde zwischen September 2004 und März 2006 umgesetzt.</p> <p>Die räumliche Wirkung ist begrenzt (Region Weser-Ems). Allerdings sind solche Akteursforen auch landesweit und flächendeckend übertragbar, sofern der politische Wille besteht und Fördermittel zur Verfügung gestellt werden.</p>

Kostenabschätzung

Das Akteursforum wurde vom Bundesministerium für Bildung und Forschung im Schwerpunkt „sozial-ökologische Forschung“ gefördert. Die Kosten des Projektes sind nicht bekannt. Die Bewertung der Maßnahmen nach ihren Kosten basiert auf den Erfahrungswerten der Wasserversorger in der Region.

Maßnahme 1: Erhöhung des Waldanteils

Die Aufforstung wird auf Ackerflächen durchgeführt.
einmalige Kosten (abhängig vom Standort und von der Waldart):

Wertverlust gegenüber Ackerland ca. 10.000 €/ha

Aufforstungskosten in Höhe von ca. 15.000 €/ha

laufende Kosten/Verluste (Pflegekosten, Einkommensverluste gegenüber Ackernutzung)

Maßnahme 2: Waldumbau

einmalige Kosten in Höhe von 10.000 €/ha sowie laufende Pflegekosten

Finanzielle Förderung (überwiegend durch GAK) spielt wichtige Rolle für die Durchführung des Waldumbaus

Maßnahme 3: Waldkalkung

einmalige Kosten in Höhe von 300 €/ha (Kalken durch Hubschrauberbefliegung)

Als Finanzierungsmöglichkeit wird ein Schadensausgleich, z. B. finanziert durch die Ökosteuer, vorgeschlagen.

Zusammenfassende qualitative Bewertung

Akteursforen, die zur Verständigung und zum Informationsaustausch führen, entfalten unter den Gesichtspunkten des Gewässerschutzes nur mittelbare Wirkungen, konkrete Maßnahmen mit unmittelbarer Wirkung lassen sich nicht ableiten. Allerdings können die informationellen Instrumente das Funktionieren anderer Instrumente bzw. Maßnahmen, die direkt auf die Verbesserung von Wasserqualität oder -quantität ausgerichtet sind, unterstützen. Generell ist, auf Grund der geringen Eingriffsintensität, die Wirkung der Maßnahme nur schwer zu beziffern. Mittelbare Wirkungen können jedoch Effizienzsteigerungen durch verbesserte Datengrundlage und Beratung der Land- und Forstwirtschaft sein.

Das Maßnahmenbeispiel ist ein konkretes Beispiel für ein informationelles Instrument zur Durchsetzung von Wasserdienstleitungen im Rahmen der WRRL²⁶ in Niedersachsen, das mittels der Befragung gefunden werden konnte.²⁷ Die Bedeutung ist nicht zu unterschätzen, so weist Krott (2001, S. 115) darauf hin, dass eine breite und qualitativ hohe Informationsbasis für den handelnden Akteur vorteilhaft ist, da es so gelingt die für seine Interessen optimalen forstlichen Maßnahmen zu wählen, sofern er durch diese Informationen nicht in eine Abhängigkeit gerät.

Mit Hilfe dieses Akteursforums sollten mögliche Maßnahmen zum Grundwasserschutz einschließlich ihrer Realisierungschancen erkundet erarbeitet werden. Obgleich aus diesem Projekt bisher keine konkreten Maßnahmen zustande kamen²⁸, ist die Bedeutung solcher Ak-

²⁶ Vgl. Artikel 14 WRRL: Information und Anhörung der Öffentlichkeit. Die Mitgliedsstaaten der EU sollen die aktive Beteiligung aller interessierten Stellen an der Umsetzung der Richtlinie fördern.

²⁷ An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass in Niedersachsen auch andere Projekte zum Grundwasserschutz bekannt sind, die sich der Kategorie der informationellen Instrumente zuordnen lassen. Diese sind jedoch meist pädagogischer Natur (bspw. Walderlebnispfade) und können im Rahmen dieser Studie nicht untersucht werden.

²⁸ Auch von den Akteuren wird der unzureichende Konkretisierungsgrad der Handlungsoptionen auf Grund des frühen Umsetzungsstadiums der WRRL und den Förderbedingungen unter der derzeit schwachen

teursforen nicht zu unterschätzen. Durch die Zusammenarbeit der verschiedenen Akteure aus Verwaltung, Landwirtschaft und Forstwirtschaft können Verständigungspotentiale aufgebaut werden und besonders das Spannungsfeld Forstwirtschaft – Landwirtschaft kann von solchen Foren profitieren und entschärft werden. Voraussetzungen für solche Foren sind jedoch, dass bei allen Beteiligten eine gewisse Kompromissbereitschaft vorhanden sein sollte, finanzielle Mittel für die spätere Umsetzung diskutierter Maßnahmen zur Verfügung stehen, möglichst viele politische Entscheidungsträger beteiligt sein sollten, so dass die Ergebnisse eines Forums in der Region auch umgesetzt werden und eine – möglichst externe – Moderation alle Teilnehmer zu aktiver Mitarbeit auffordert.

18 Ökonomische Instrumente

Unter ökonomischen Instrumenten sind nach Krott (2001, S. 146) alle politischen Regelungseingriffe zu verstehen, die auf formaler Ebene durch den Austausch von ökonomischen Werten die Handlungen von Gesellschaft und Wirtschaft beeinflussen. Darunter fallen unter anderem Steuern, Gebühren, Abgaben, Förderung, Abgeltungen oder Finanzhilfen. Im Gegensatz zu den regulativen Instrumenten wird hier das Verhalten nicht über Ge- und Verbote gesteuert, sondern über monetäre Anreize. Damit wird ein Anreiz zur Eigeninitiative der handelnden Akteure gegeben über gesetzliche Anforderungen hinaus zu handeln. Die ökonomischen Instrumente können jedoch noch weiter in staatliche und kooperative Instrumente unterteilt werden. Als Kriterium dienen wiederum die Ausprägung des Staatseinflusses und der finanzielle Anreiz. Besonders für die Finanzierung von Wasserdienstleistungen sind die ökonomischen Instrumente von erheblicher Bedeutung, da für Wasserdienstleistungen bisher kein Markt vorhanden ist und die Forstakteure häufig keinen Anreiz haben, entsprechende Maßnahmen durchzuführen, wenn diese nicht vergütet werden.

Zum einen sind die staatlich dominierten ökonomischen Instrumente zu nennen. Diese politischen Instrumente wirken durch wirtschaftliche Anreize wie Förderung, Abgaben oder Gebühren verhaltensbestimmend. Es soll so ein wasserschützendes Verhalten seitens der Forstbetriebe induziert werden und die wirtschaftlichen Nachteile, die sich aus diesem Verhalten ergeben, sollen ausgeglichen werden. In erster Linie ist hier die staatliche Förderung und die Verwendung der Wasserentnahmegebühr zu nennen.

Die forstliche Förderung dient der Unterstützung der Forstbetriebe vor allem durch Investitionshilfen zur Durchführung von Maßnahmen und zur Stärkung der Wirtschaftlichkeit der Forstbetriebe. Ziel der forstlichen Förderung ist nicht in erster Linie der Wasserschutz. Indirekt dient diese in der Praxis jedoch in erheblichem Maße der Durchführung von Maßnahmen des Gewässerschutzes.

Hinsichtlich der Wasserentnahmegebühr ist festzuhalten, dass diese nach Wicke (1993, S. 395) in die Kategorie der Umweltabgaben fällt. Hier werden mit Hilfe der Erhebung von Abgaben Anreize geschaffen, um bestimmte umweltpolitische Ziele zu verwirklichen. Umweltabgaben können als Steuern, Gebühren, Beiträge oder Sonderabgaben erhoben werden. Der staatliche Einfluss ist bei den beschriebenen Instrumenten geringer als bei den regulativen. Hier wird lediglich das Ziel der Maßnahmen vorgegeben. Der Forstbetrieb kann selbstbestimmend agieren, welche Maßnahmen durchgeführt werden sollen. Im Hinblick auf die fi-

Haushaltslage bemängelt. Weiterhin ist zu erwähnen, dass die Akteure sich darin einig waren, dass die Umsetzung der WRRL eine öffentliche Aufgabe ist und festgestellt wurde, dass grundsätzlich nur wenige Optionen für die Umsetzung der ökologischen Richtlinienziele in der Region vorhanden sind und Chancen es wird nur dort geben kann, wo sich Akteure und Akteursgruppen regional bündeln lassen, um Synergieeffekte von Maßnahmen erfolgreich zu nutzen.

nanziellen Anreize ist festzuhalten, dass Wasserschutzmaßnahmen häufig erst durch die staatliche Förderung kostendeckend durchgeführt werden können, sofern keine privatwirtschaftlichen Vereinbarungen zustande kommen.

Zum anderen sind die privatwirtschaftlichen Vereinbarungen zu nennen. Diese sind ebenso der Kategorie der ökonomischen Instrumente zuzuordnen. Der Staatseinfluss ist minimal und es wird keine direkte Einflussnahme auf die wasserschutzbezogene Handlungsweise der Forstbetriebe genommen. Dennoch werden Handlungen der Akteure durch Austausch von ökonomischen Werten beeinflusst. Kooperationen, die zwischen Forstbetrieb und Wasserversorgungsunternehmen durchgeführt werden, beruhen auf freiwillige Vereinbarungen. So wird seitens der Verwaltung kein konkretes Ziel vorgegeben und die Vertragspartner bleiben rechtlich selbstständig. Vorteile kooperativer Vereinbarungen sind, dass bei freiwilligen Lösungen die Interessen der Akteure im Vordergrund stehen und in der Regel auch besser umgesetzt werden können. Häufig wird so dem hoheitlichen Eingriff vorgebeugt. Wichtig ist weiterhin, dass aufgrund der verstärkten Verhandlungsposition der Forstakteure, der finanzielle Anreiz, Maßnahmen zum Wasserschutz durchzuführen, hier am stärksten ausgeprägt ist.

18.1 Forstliche Förderung

Im Folgenden wird zunächst die Förderkulisse der politischen Anreizinstrumente dargestellt. Für Wasserdienstleistungen gibt es zwei wichtige Finanzierungsquellen.

Als erstes ist die Förderung durch die Europäische Union und das Land Niedersachsen zu nennen. Die Befragung hat ergeben, dass für die Forstakteure auf europäischer Ebene in erster Linie die Verordnung über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums durch den Europäischen Landwirtschaftsfond für die Entwicklung des ländlichen Raums²⁹ von Bedeutung ist. Die Förderperiode läuft von 2007 bis 2013. Durch diese Verordnung wird der zweiten Säule der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP), der ländlichen Entwicklung, besondere Aufmerksamkeit gewidmet. In der Verordnung sind die allgemeinen Regeln für die Gewährung von Fördermitteln festgehalten, sowie die Ziele der Politik für die Entwicklung des ländlichen Raums. Im Allgemeinen sind drei Schwerpunkte abzuleiten. Zum einen soll die Wettbewerbsfähigkeit von Land- und Forstwirtschaft gesteigert werden. Zum anderen stehen die Steigerung der Lebensqualität in ländlichen Gebieten und die Förderung der wirtschaftlichen Diversifizierung im Vordergrund. Der dritte Schwerpunkt ist der Schutz der Umwelt und des ländlichen Raumes durch Unterstützung bei der Landbewirtschaftung. Des Weiteren ist als vierter querschnittsorientierter, methodischer Schwerpunkt „Leader“ zu nennen. Dieser Schwerpunkt hat keinen direkten Bezug zu einem einzelnen Ziel, sondern er soll vielmehr übergreifend über alle drei Ziele wirken (DVS, 2007). Die Gemeinschaftsinitiative wird gemäß dem föderalen Aufbau der Bundesrepublik administrativ auf Ebene der Bundesländer umgesetzt. Mit Leader+ können innovative Projekte im ländlichen Raum finanziert werden. Leader+ wird seitens der EU durch die Strukturfonds³⁰ finanziert. In Deutschland wurden dafür von der EU während der letzten Förderperiode von 2000 bis 2006 etwa 250 Millionen Euro bereitgestellt. Alle Mittel der europäischen Strukturfonds müssen mit nationalen Mitteln kofinanziert werden, so werden diese vom Land, vom Kreis, den Gemeinden oder Privaten

²⁹ Verordnung über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums durch den Europäischen Landwirtschaftsfond für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) vom 20.09.2005 (EG Nr. 1698/2005; Amtsblatt L 277 vom 21.10.2005).

³⁰ Seit dem 01.01.2007 ist die Finanzierung der Gemeinsamen Agrarpolitik neu geregelt. An Stelle des Europäischen Ausrichtungs- und Garantiefonds für die Landwirtschaft (EAGFL) traten der Europäische Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) und der Europäische Garantiefonds für die Landwirtschaft (EGFL) (vgl. BMVEL, 2007).

gegenfinanziert. Die Höhe der Förderung durch die EU und damit auch die Höhe der Kofinanzierung richtet sich nach Art der Maßnahme (investiv oder nicht-investiv) und Rechtsform des Projektträgers. Die Höchstförderung durch die EU beträgt in den östlichen Bundesländern 75%, in den übrigen Gebieten 50% (DVS, 2007).

Als zweite Finanzierungsquelle ist die Förderung durch die EU, den Bund und das Land zu nennen. Hier ist in erster Linie die Gemeinschaftsaufgabe zur Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes³¹ kurz GAK zu nennen. Es soll mit der Gemeinschaftsaufgabe gewährleistet werden, dass die Land- und Forstwirtschaft leistungsfähig und auf künftige Anforderungen ausgerichtet ist und sichergestellt werden, dass die Land- und Forstwirtschaft im gemeinsamen Markt der EU wettbewerbsfähig ist. Außerdem soll der Küstenschutz verbessert werden (vgl. BMVEL, 2007). Die Finanzierung der Maßnahmen zur Umsetzung der Gemeinschaftsaufgabe erfolgt primär durch die Länder, wobei der Bund den Ländern 60% der entstandenen Ausgaben erstattet (BMVEL, 2007). In Niedersachsen wird der GAK-Rahmenplan durch die Richtlinie über die Gewährung von Zuwendungen zur Förderung forstwirtschaftlicher Maßnahmen³² umgesetzt. In Niedersachsen hat die Gemeinschaftsaufgabe eine zentrale Bedeutung, da der größte Teil der forstlichen Fördermaßnahmen wie Kalkungen und waldbauliche Maßnahmen mit Hilfe dieses Bund/Länder-Programms finanziert werden (ML, 2007a). An den Ausgaben beteiligt sich der Bund mit 60% während das Land 40% trägt (ML, 2007a). Eine Beteiligung der EU erfolgt ebenfalls im Rahmen unterschiedlicher Programme. So werden forstwirtschaftliche Maßnahmen in den Plan zu Entwicklung des ländlichen Raums aufgenommen. Die EU beteiligt sich hier mit 50% an den Ausgaben, wobei die verbleibenden Anteile des Bundes auf 30% und des Landes auf 20% sinken. Weiterhin ist anzumerken, dass die forstliche Förderung grundsätzlich als Anteilfinanzierung gewährt wird.

Im Hinblick auf Wasserdienstleistungen ist der GAK-Rahmenplan und die Forstförderrichtlinie von erheblicher Bedeutung, da Maßnahmen zur Erhöhung der Wasserqualität oder -quantität wie Waldumbau oder Kalkungen in der Regel durch diese Förderung finanziert werden. Der Eigenanteil, der nicht durch die Förderung abgedeckt wird, zwischen 10% bei Bodenschutzkalkungen und 30% bei waldbaulichen Maßnahmen, wird bei der Durchführung von Wasserdienstleistungen meist durch die Wasserentnahmegebühr finanziert. In der nachfolgenden Tabelle 27 sind die ausgezahlten Fördersummen und die geförderte Fläche von 2002 bis 2006 dargestellt.³³

³¹ Gesetz über die Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“ (GAK-Gesetz). In der Fassung der Bekanntmachung vom 21.07.1988 (BGBl. I S. 1055).

³² Richtlinie über die Gewährung von Zuwendungen zur Förderung forstwirtschaftlicher Maßnahmen. Runderlass des ML vom 1. 4. 2003 (Nds. MBl. S. 339), zuletzt geändert durch den Runderlass vom 1.09.2006 (Nds. MBl. S. 919). Die Gültigkeit der Förderrichtlinie ist am 31.12.2007 abgelaufen und eine Neufassung ist zum Zeitpunkt der vorliegenden Studie noch nicht konsolidiert gewesen. Das ML weist jedoch darauf hin, dass der Katalog der Fördermaßnahmen im Wesentlichen erhalten geblieben ist.

³³ Die Fördersummen und Flächen beziehen sich auf die förderfähigen Zuwendungsempfänger nach Abschnitt 1.3 der Richtlinie über die Gewährung von Zuwendungen zur Förderung forstwirtschaftlicher Maßnahmen.

Tabelle 27: Fördersummen und Flächen: Waldumbau und Kalkung (Quelle: ML 2007b)

	Waldumbau			Kalkung		
	ha	€	€/ha	ha	€	€/ha
2002	1.300	3.270.000	2.515,38	12.830	2.382.000	185,66
2003	960	3.058.000	3.185,42	3.550	631.000	177,75
2004	3.130	4.628.000	1.478,59	4.640	900.000	193,97
2005	2.260	5.223.000	2.311,06	2.770	667.000	240,79
2006	2.050	5.172.000	2.522,93	2.690	697.000	259,11
Mittelwert	1.940	4.270.200	2201,00	5.296	1.055.400	199,00
Summe	9.700	21.351.000		26.480	5.277.000	

Zwischen 2002 und 2006 wurden insgesamt rund 26.480 ha mit Hilfe der forstlichen Förderung gekalkt. Im Mittel betrug die Förderung 211 €/ha. Weiterhin kann festgehalten werden, dass die mittlere Fördersumme pro Jahr über 1 Mio. € betrug. Schon diese Zahlen zeigen die Bedeutung der forstlichen Förderung für den Wasserschutz, da angenommen werden kann, dass gekalkt wurde, um depositions- und nutzungsbedingte Säureinträge zu kompensieren und die Puffer- und Filterfunktion des Bodens zu erhalten. In Bezug auf den Waldumbau zeigen die Fördersummen ähnliches. In den Jahren 2002 bis 2006 wurden rund 9.700 ha in Laubholz- oder Laubmischwälder umgebaut. Die Fördersumme pro Hektar betrug im Mittel 2.400 €. Pro Jahr standen rund 4,3 Mio. € zur Verfügung.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass durch die Förderkulisse der EU, des Bundes und des Landes durchaus Möglichkeiten geboten werden, Wasserschutzleistungen zu finanzieren. Die behandelten Finanzierungsquellen haben nicht in erster Linie das Ziel des Wasserschutzes, jedoch haben die Befragungen ergeben, dass in der Praxis sich dieser häufig bedient wird. An dieser Stelle sei darauf verwiesen, dass die finanzielle Förderung Konflikte entschärft, die sich aus den regulativen Instrumenten ergeben (vgl. Krott 2001, S. 156).

18.2 Fallbeispiel Leader+

Die Maßnahme wurde ausgewählt, da hier ein typisches ökonomisches Instrument mit dem Ziel des Wasserschutzes vorliegt.

Maßnahme
Modellhafter Waldumbau unter besonderer Berücksichtigung der Steigerung der Grundwasserneubildungsrate
Ziel der Maßnahme
Überführung von 60 ha Kiefernreinbeständen in Mischbestände aus Laub- und Nadelholz in Wasserschutzgebieten oder Vorranggebieten für den Wasserschutz mit entsprechender Bedeutung für die regionale Trinkwasserversorgung durch Anhebung der Grundwasserneubildungsrate von ca. 60 mm auf 100 bis 160 mm.
Kurzbeschreibung/Spezifikation der Maßnahme
Der Modellcharakter des Projektes begründet sich durch strategische Auswahlkriterien der umzubauenden Fläche. So wird bei einem Waldumbau, der durch die allgemeine forstliche Förderung finan-

ziert wird (vgl. 18.1) vornehmlich auf die Kriterien der Förderrichtlinie geachtet. Der Ansatz bei dem Leader+ Projekt ist dagegen weitergehend und es werden zusätzliche Auswahlkriterien beachtet. Neben der Lage der Fläche in einem Wasserschutzgebiet liegt der Schwerpunkt der ausgewählten Flächen in Kieferreinbeständen mit niedriger Grundwasserneubildungsrate. Des Weiteren ist es Ziel, dass durch eine Blockbildung der Überführungsflächen eine gezielte Schwerpunktbildung in einzelnen Bezirksförstereien erreicht werden soll. Ferner kommt dem Brandschutz eine besondere Bedeutung zu. So soll das Brandrisiko auf den Flächen durch den hohen Laubholzanteil der umgebauten Bestände und die Blockbildung deutlich verringert werden. Weitere Auswahlkriterien sind die Waldrandgestaltung, auf möglichst allen Flächen soll ein strukturreicher Waldinnen- oder außenrand gestaltet werden, und die Lage der Flächen in Erholungszonen 1 und 2 nach der Waldfunktionenkartierung um den Erholungswert zu steigern.

Neben dem Ziel der Erhöhung der Grundwasserneubildungsrate sind die wirtschaftlichen Auswirkungen wie Steigerung der regionalen Wertschöpfung, nachhaltiger Verbesserung der Wirtschaftskraft der Forstbetriebe oder Verringerung betriebswirtschaftlicher Schäden durch Erhöhung des Brandschutzes von Bedeutung.

Akteure für die Anwendung der Maßnahme

- Forstwirtschaft Wasserwirtschaft Landwirtschaft Verbände
 Bund Land EU Sonstige

Die Umsetzung des Waldumbaus erfolgt auf Basis einer Kooperation. Das zuständige Forstamt fungiert als forstliche Betreuungsorganisation und ist für die Fachaufsicht des Projektes verantwortlich. Die Förstereien leisten die konkrete Umsetzung der Maßnahmen. Die forstfachliche Betreuung, Einholung von Angeboten, Materialbestellung und Unternehmereinsatz wird von der Forstbetriebsgemeinschaft koordiniert. Die Grundbesitzer stellen die Flächen und die finanziellen Mittel für den Eigenanteil zur Verfügung. Der ortsansässige Forstwirtschaftliche Zusammenschluss übernimmt als Projektträger die finanzielle Abwicklung des Projektes.

Zeitbedarf und räumliche Wirkung

Die Maßnahme wurde von 2006 bis 2007 umgesetzt.

Die räumliche Wirkung des Waldumbaus ist begrenzt (Region Isenhagener Land) auf das Wassereinzugsgebiet.

Kostenabschätzung

Die Kosten des Waldumbaus belaufen sich insgesamt auf 297.000 €. Die Kostenabschätzungen basieren auf Kalkulationen der Forstakteure. Die Kosten werden anteilig erstattet.

	in %	in €/ha
Leader+ :	40	1934, 85
Landkreis (kommunale Mittel):	40	1934, 85
Private Mittel (eigene Aufwendungen):	20	967, 43
Gesamt	100	4837,13

Zusammenfassende qualitative Bewertung

Das Maßnahmenbeispiel ist das einzige Leader+ Projekt in Niedersachsen mit dem Ziel des Wasserschutzes. Bezüglich der Zielerreichung, sowohl der finanzielle Ausgleich als auch der Wasserschutz, lässt sich das Projekt als durchaus positiv bewerten, obgleich eigene Mittel (private Aufwendungen) aufgebracht werden mussten. Neben der Erhöhung der Grundwasserneubildungsrate werden die Steigerung der regionalen Wertschöpfung und die Verbesserung der Wirtschaftskraft der Forstbetriebe gestärkt. Es muss darauf hingewiesen werden, dass die Bereitschaft der Waldbesitzer das Projekt durchzuführen nicht nur dem Grundwasserschutz geschuldet ist, sondern eher auf betriebswirtschaftlichen Zielen wie Erhöhung der Rentabilität durch Douglasienbeimischung oder wie Stabilisierung der

Kiefernbestände durch Buchenunterbau basierte. In Bezug auf eine Beteiligung der Wasserversorgungsunternehmen ist festzuhalten, dass eine Kooperation nicht angestrebt wurde. Dies lag, nach Aussagen der Forstakteure, daran dass der Aufwand der Kooperationsanbahnung zu hoch gewesen wäre und nur begrenzte finanzielle Mittel zur Durchführung des Projektes zur Verfügung standen.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass diese Finanzierungsquelle für die Durchführung von grundwasserschützenden Maßnahmen durchaus Möglichkeiten bietet. Um die Akzeptanz bei den Waldbesitzern zu erhöhen, sollte jedoch die Wasserwirtschaft in solche Projekte eingebunden werden. So könnte der Eigenanteil der Finanzierung (20%) von den Wasserversorgungsunternehmen teil- oder vollfinanziert werden.

18.3 Die Funktion von Wasserentnahmeentgelten

Die empirische Untersuchung hat ergeben, dass Wasserentnahmeentgelte in Niedersachsen im Grunde den wichtigsten Beitrag zur Finanzierung von Wasserdienstleistungen darstellen. Wasserentnahmeentgelte lassen sich den ökonomischen Instrumenten zuordnen. Ihnen wird eine Lenkungsfunktion (Krott 2001, S. 156 f.) zugeschrieben, da Marktkräfte genutzt werden sollen. In Bezug auf Wasserentnahmeentgelte bedeutet dies, dass die Wasserentnahme bzw. der Wasserverbrauch mit einem Preis belegt wird und somit eine effiziente Nutzung erreicht werden soll. Wasser unterliegt so einer künstlichen Verknappung aufgrund der Nutzerkonkurrenz und jeder Nutzer kann durch angepasstes umweltrelevantes Verhalten die Kosten seiner Umweltnutzung optimieren (vgl. UBA 2005a). Es ist allerdings zu beachten, dass die Steuerungsgenauigkeit von Wasserentnahmeentgelten problematisiert ist, da die Wirkungen der Entgelte nur bedingt zu quantifizieren sind (vgl. UBA 2005a). Es ist daher fraglich, inwieweit von einer Lenkungsfunktion gesprochen werden kann und inwieweit Anpassungsmechanismen stattfinden. Auch Stehling (1999, S. 21) weist darauf hin, dass der Lenkungseffekt von Gebühren sehr zurückhaltend beurteilt werden muss, da meist die Finanzierungsfunktion im Vordergrund steht.

In Bezug auf die Finanzierungsfunktion ist festzuhalten, dass Wasserentnahmeentgelte stets ein Gebührenaufkommen³⁴ generieren. Es ist jedoch in Deutschland nicht einheitlich geregelt wie dieses Aufkommen verwendet wird, so weichen Höhe und die Aufkommensverwendung in den einzelnen Bundesländern stark voneinander ab.

³⁴ Wasserentnahmenentgelte lassen sich nach Fritz (2004, S. 155) den Ressourcennutzungsgebühren zuordnen. Eine Legaldefinition des Gebührenbegriffes gibt es nicht, die Rechtsprechung geht von folgender aus: Eine Gebühr ist eine öffentlich-rechtliche Geldleistung, die aus Anlass individuell zurechenbarer, öffentlicher Leistungen dem Gebührenschuldner (durch eine öffentlich-rechtliche Norm oder sonstige hoheitliche Maßnahme) einseitig auferlegt wird und dazu bestimmt ist, in Anknüpfung an diese Leistung deren Kosten ganz oder teilweise zu decken (vgl. BVerfGE 50, 217 vom 6.02.1979). Ressourcennutzungsgebühren stellen demnach direkt auf die Nutzung von Umweltgütern und den dadurch erlangten Vorteil ab. Der Zahlung der Abgabe steht die staatliche Gegenleistung gegenüber, die im Falle der Ressourcennutzungsgebühr in der Duldung der Nutzung eines öffentlichen Umweltguts zu sehen ist. Hierbei wird nicht an die Erteilung der Erlaubnis zur Nutzung der Ressource als subjektives Recht angeknüpft, sondern an den wirtschaftlichen Vorteil, den der Abgabepflichtige aus der Nutzung bzw. dem Verbrauch des Umweltguts zieht (Fritz 2004, S. 149).

Tabelle 28: Wasserentnahmeentgelte der Bundesländer

Bundesland	Rechtliche Grundlage	Höhe der Wasserentnahmeabgabe	Verwendung
Baden-Württemberg	Wassergesetz für Baden-Württemberg (WG) vom 20. Januar 2005 (§§ 17 a ff. i.V.m. Anlage zu § 17a Abs. 3)	Zwischen 0,00511 €/m ³ (für die sonstige Wasserversorgung zum Zwecke der Beregnung und Berieselung) und 0,05113 €/m ³ (für die öffentliche Wasserversorgung und die Entnahme von Grundwasser) → s. Anlage zu § 17a Abs. 3 WG B-W	Das Entgelt steht gemäß § 17a Abs. 3 WG B-W dem Land zu. Eine Zweckbindung besteht nicht.
Bayern	Keine Regelungen über die Erhebung von Wasserentnahmeentgelten.		
Berlin	Berliner Wassergesetz (BWG) vom 17. Juni 2005 (§ 13a BWG)	0,31 €/m ³ Grundwasser; 6000 m ³ jährlich sind entgeltfrei.	Das Aufkommen des Entgelts ist gemäß § 13a Abs. 1 (5) BWG vordringlich zum Schutz der Menge und Güte des Grundwassers, v.a. zur Abwehr von Gefahren für das Grundwasser oder zur Beseitigung von Schäden an diesem, zu verwenden.
Brandenburg	Brandenburgisches Wassergesetz (BbgWG) vom 8. Dezember 2004 (§§ 40 ff.)	Zwischen 0,01 DM/m ³ (für das Entnehmen oder Ableiten von Oberflächenwasser für Kühlzwecke) und 0,20 DM/m ³ (für das Entnehmen von Grundwasser) → s. § 40 Abs. 1 BbgWG	Das Aufkommen aus dem Entgelt steht gemäß § 40 Abs. 5 BbgWG dem Land zweckgebunden zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele der §§ 25a ff., 33a WHG, zur Sanierung und Unterhaltung der Gewässer, zur Renaturierung und zum Ausbau der Gewässer sowie für Investitionen, die der Verbesserung der Wassergüte und dem sparsamen Umgang mit Wasser dienen, zur Verfügung.
Bremen	Gesetz über die Erhebung einer Wasserentnahmegebühr – Bremen-(BremWEGG) vom 23. April 2004	Zwischen 0,0025 €/m ³ (für die Entnahme von Grundwasser zur Fischhaltung) und 0,06 €/m ³ (für das Entnehmen, Zutagefördern und Zutageleiten von Grundwasser für sonstige Zwecke) → s. Anlage zu § 2 Abs. 1 BremWEGG	Das Aufkommen aus dem Entgelt steht dem Land zu. Gemäß § 9 BremWEGG ist es zweckgebunden für den Schutz und die Sicherung von Umweltressourcen und der öffentlichen Trinkwasserversorgung einschließlich des dafür erforderlichen Verwaltungsaufwandes zu verwenden.
Hamburg	Grundwassergebührgesetz Hamburg (GruwaG) vom 26. Juni 1989	Zwischen 0,07 €/m ³ (für die Entnahme aus oberflächennahen Grundwasserleitern durch ein Unternehmen der öffentlichen Wasserversorgung) und 0,12 €/m ³ (für die Entnahme aus tieferen Grundwasserleitern durch sonstige Entnehmer) → s. § 1 Abs. 3 GruwaG	Eine Zweckbindung besteht nicht. Das Aufkommen fließt dem Landeshaushalt zu.
Hessen	Hessisches Gesetz über die Erhebung einer Abgabe für Grundwasserentnahmen (Hessisches Grundwasserabgabengesetz - HGruwaG) vom 17. Juni 1992	Dieses Gesetz trat am 1. Juli 1992 in Kraft und mit Ablauf des 31. Dezember 2004 außer Kraft.	
Mecklenburg-Vorpommern	Wassergesetz des Landes Mecklenburg-Vorpommern (LWaG) vom 30. November 1992 (§§ 16 ff.),	Zwischen 0,006 €/m ³ (für die Entnahme und Ableitung von Kühlwasser aus oberirdischen Gewässern) und 0,077 €/m ³ (für das Entnehmen, Zutage-	Das Aufkommen des Entgelts steht dem Land zu. Es ist gemäß § 18 Abs. 4 WG M-V für Maßnahmen, die der Erhaltung oder Verbesserung der Gewässergüte dienen, zweckgebunden. Dazu gehören

	Wasserentnahmeentgeltverordnung (WaEntgVO M-V)	fördern, Zutageleiten und Ableiten von Kühlwasser aus Grundwasser), Dabei ist für zugelassene Gewässerbenutzungen von einem Regelsatz in Höhe von 0,018 Euro/m ³ zugelassener Wasserentnahme auszugehen → s. § 1 WaEntgVO M-V	auch Entschädigungen und Ausgleichszahlungen nach § 19 Abs. 3 und 4 WHG. Der durch den Vollzug der Vorschriften über das Entgelt für Wasserentnahmen entstehende Verwaltungsaufwand kann aus dem Entgeltaufkommen gedeckt werden.
Niedersachsen	Niedersächsisches Wassergesetz (NWG) vom 25. Juli 2007 (§§ 47 NWG i.V.m. Anlage 3 (zu § 47a Abs. 1) NWG	Zwischen 0,00256 €/m ³ (für die Entnahme von Grundwasser zur Fischhaltung) und 0,06136 €/m ³ (für die Entnahme von Grundwasser zu sonstigen Zwecken) → s. Anlage 3 zu § 47a Abs. 1 NWG	Aus dem Aufkommen der Wasserentnahmegebühr ist vorab der Verwaltungsaufwand zu decken, der durch den Vollzug der Wasserentnahmegebühr entsteht. Gemäß § 47h Abs. 3 NWG ist das verbleibende Aufkommen zum Schutz der Gewässer und des Wasserhaushaltes, für sonst. Maßnahmen der Wasserwirtschaft und für Maßnahmen des Naturschutzes zu verwenden. Dabei sind min. 40 % des Aufkommens einzusetzen für u.a.: <ul style="list-style-type: none"> - Ausgleichsleistungen i.S.v. § 91b Abs. 2 NWG - Zuschüsse an Wasserversorgungsunternehmen für Erwerb oder Pacht von Flächen in Wasserschutzgebieten - in Wasserschutzgebieten: die zusätzliche Beratung der land- und forstwirtschaftlichen Nutzer und den Ausgleich von wirtschaftlichen Nachteilen aufgrund einer vertraglich vereinbarten, über die gute fachliche Praxis hinausgehende Einschränkung der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung - Förderung der sparsamen Wasserversorgung - Erforschung einer auf den Grundwasserschutz ausgerichteten Land- und Forstwirtschaft - Förderung der Renaturierung von Flußauen etc.
Nordrhein-Westfalen	Gesetz über die Erhebung eines Entgelts für die Entnahme von Wasser aus Gewässern (Wasserentnahmeentgeltgesetz des Landes Nordrhein-Westfalen - WasEG NRW) vom 27. Januar 2004	Der Regelsatz beträgt 0,045 €/m ³ . Für die Kühlwassernutzung sind 0,03 €/m ³ zu entrichten, für die Durchlaufkühlung 0,003 €/m ³ . →s. § 2 Abs. 2 WasEG NRW Leistet ein Entgeltpflichtiger als öffentlich-rechtliche Körperschaft oder Unternehmen der öffentlichen Wasserversorgung auf Grund einer vertraglich vereinbarten Kooperation mit der Landwirtschaft oder einer Landwirtschaftskammer Zahlungen für Maßnahmen zum Schutze des entnommenen Rohwassers, können die entstandenen Aufwendungen mit dem Wasserentnahmeentgelt verrechnet werden. Verrechnungsfähig sind die personellen Aufwendungen für die Gewässerschutzberatung der landwirtschaftlichen Betriebe sowie	Gemäß § 9 WasEG NRW ist aus dem Aufkommen des Entgelts vorweg der durch den Vollzug des WasEG entstehende Verwaltungsaufwand zu decken. Der Aufwand, der dem Land aus der Umsetzung der EU-WRRL resultiert, wird seit 2006 aus dem Aufkommen gedeckt. Das verbleibende Aufkommen steht dem Land ohne Zweckbindung zur Verfügung.

		Aufwendungen für Maßnahmen. →s. § 8 WasEG NRW	
Rheinland-Pfalz	Keine Regelungen über die Erhebung von Wasserentnahmeentgelten.		
Saarland	Keine Regelungen über die Erhebung von Wasserentnahmeentgelten.		
Sachsen	Sächsisches Wassergesetz (SächsWG) vom 18. Oktober 2004 (§ 23 SächsWG) i.V.m. Anlage 2 (zu § 23 Abs. 5) SächsWG	Zwischen 0,01 €/m ³ (für die Entnahme von Kühl- und Bewässerungswasser aus Oberflächengewässern) und 0,15 €/m ³ (für die Entnahme von Kühlwasser und Wasser zu anderen als Nr. 11-14 genannten Zwecken aus Grundwasser) → s. Anlage zu § 23 Abs. 5 SächsWG	Das Aufkommen aus der Abgabe für die Wasserentnahme ist gemäß § 23 Abs. 2 SächsWG ist für Maßnahmen, die der Erhaltung und der Verbesserung der Gewässerbeschaffenheit und des gewässerökologischen Zustandes und dem sparsamen Umgang mit Wasser dienen, zweckgebunden zu verwenden.
Sachsen-Anhalt	Wassergesetz für das Land Sachsen-Anhalt (WG LSA) vom 12. April 2006 (§ 47 WG S-A)	Die Erhebung des Wasserentnahmeentgeltes wird gemäß § 47 Abs. 3 WG LSA durch Verordnung festgelegt. Eine Verordnung existiert derzeit nicht. Demnach wird in Sachsen-Anhalt kein Wasserentnahmeentgelt erhoben.	Das Wasserentnahmeentgelt steht dem Land zu. Aus dem Aufkommen des Wasserentnahmeentgeltes ist vorab der Verwaltungsaufwand zu decken, der dem Land durch den Vollzug der für das Wasserentnahmeentgelt maßgebenden Rechtsvorschriften entsteht. Das verbleibende Aufkommen ist für wasserwirtschaftliche Zwecke zu verwenden, insbesondere zur Sicherung und Verbesserung der quantitativen und qualitativen Bereitstellung von Wasser sowie für Ausgleichszahlungen nach § 52 WG LSA.
Schleswig-Holstein	Gesetz über die Erhebung einer Abgabe auf die Entnahme von Wasser aus oberirdischen Gewässern (Oberflächenwasserabgabengesetz – OWAG) vom 13. Dezember 2000	0,0077 €/m ³ →s. § 2 Abs. 1 OWAG	Gemäß § 5 OWAG wird aus dem Aufkommen aus der Abgabe vorweg der durch den Vollzug dieses Gesetzes entstehende Verwaltungsaufwand gedeckt. Das verbleibende Aufkommen aus der Abgabe ist zur Hälfte für Maßnahmen zum Schutz und zur Verbesserung der oberirdischen Gewässer, der aquatischen Ökosysteme und der von ihnen abhängenden Landökosysteme und Feuchtgebiete sowie zur Förderung einer nachhaltigen Wassernutzung zu verwenden.
	Gesetz über die Erhebung einer Grundwasserentnahmeabgabe (Grundwasserabgabengesetz - GruWAG) vom 14. Februar 1994	Zwischen 0,02 €/m ³ (für Wasser zur Wasserhaltung, zur Fischhaltung, Beregnung und Berieselung sowie zur Aufbereitung von Sand oder Kies) und 0,11 €/m ³ (für die öffentliche Wasserversorgung von sonstigen Endverbrauchern) → s. Anlage zu § 3 Abs. 1 GruWAG)	Gemäß § 7 GruWA wird aus dem Aufkommen vorweg der entstehende Verwaltungsaufwand gedeckt. Das nach Abzug der Aufwendungen verbleibende Aufkommen wird zu 50 % zweckgebunden verwendet. Es sind vorrangig u.a. folgende Maßnahmen zu finanzieren: - Erkundung der Grundwasserverhältnisse - Maßnahmen zur Vermeidung von Gefahren für das Grundwasser durch Nähr- und Schadstoffeinträge - Maßnahmen zur Sicherstellung der öffentlichen Trinkwasserversorgung - Maßnahmen zur Neuwaldbildung, des Waldumbaus und der ökologischen Stabilisierung der Wälder, die dem Schutz des Grundwassers und der Verbesserung des Wasserhaushaltes dienen.
Thüringen	Keine Regelungen über die Erhebung von Wasserentnahmeentgelten.		

Die wesentlichen Regelungsstrukturen der Wasserentnahmeentgelte in den Bundesländern sind in Tabelle 28 zusammengefasst. Es zeigen sich viele Unterschiede, die auf die spezifische Landessituation zurückführbar sind. Die Wasserentnahmeentgelte spiegeln vor allem die jeweilige Gewässersituation (insbesondere die Abhängigkeit vom Grundwasser) und die Wirtschafts- und Branchenstruktur (wie z.B. wasserintensive Sektoren) des jeweiligen Bundeslandes wider. Die Länderregelungen unterscheiden sich erheblich hinsichtlich der Herkunft des Wassers (Oberflächenwasser und/oder Grundwasser), die Höhe des Entgelts, der Ausnahmeregelungen sowie der Verwendung des Aufkommens (Meyer 2004, S. 22). Mit Ausnahme von Baden-Württemberg und Hamburg ist in allen Entgeltregelungen eine Zweckbindungsklausel für die Verwendung der Wasserentnahmegebühr enthalten. Die Verwendungsvorgaben sind teilweise recht weit gefasst. Meistens kann vorab der für die Entgelterhebung entstehende Verwaltungsaufwand in Abzug gebracht werden. Der Rest ist je nach landespolitischem Schwerpunkt für die Wasserwirtschaft, den Gewässerschutz, den Grundwasserschutz, für Wassersparmaßnahmen oder zugunsten allgemein gehaltener Zwecke zu verwenden. Als Besonderheit ist Nordrhein-Westfalen anzuführen, da sich einzig hier im gesetzlichen Rahmen ein Zusammenhang zwischen Wasserentnahmeentgelten und WRRL finden lässt. Das Aufkommen aus der Wasserentnahmegebühr ist gemäß §9 WasEG³⁵ NRW zu verwenden um den Verwaltungsaufwand zu decken und ab 2006 soll das Aufkommen den Aufwand der aus der Umsetzung der EG-WRRL resultiert, decken. Das verbleibende Aufkommen steht dem Land ohne Zweckbindung zur Verfügung.

Schon dieser Abriss zeigt die Schwierigkeit der Einordnung, wirft Fragen zur Wirksamkeit der Lenkungsfunktion auf und lässt erkennen, dass meist die Finanzierungsfunktion eine zentrale Rolle bei der Ausgestaltung von Wasserentnahmeentgelten spielt.

18.4 Erhebung und Verteilung der Wasserentnahmegebühr in Niedersachsen

In Niedersachsen wird seit 1992 eine Wasserentnahmegebühr erhoben. Rechtsgrundlage für die Erhebung der Wasserentnahmegebühr ist §47 NWG. Nach §170 NWG sind für die Erhebung der Wasserentnahmegebühr die unteren Wasserbehörden zuständig, sofern das NWG nichts Gegenteiliges bestimmt. Die Einnahmen werden an den NLWKN weitergeleitet und gehen voll in den Landeshaushalt ein. Zuständig für die Erhebung der Gebühr bei großen Industrieanlagen und Kühlwasser ist nach der Auflösung der Bezirksregierungen seit 2002 als Obere Wasserbehörde der Niedersächsische Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) nach §1 ZustVO-Wasser³⁶.

Die Wasserentnahmegebühr wird erhoben für das Entnehmen, Ableiten, Zutagefördern und Zutageleiten von Wasser aus oberirdischen Gewässern und von Grundwasser (§4 Satz 1, Nr. 1 und 7 NWG). Die Höhe der Gebühr bemisst sich nach Herkunft, Menge und Verwendungszweck des Wassers. Wird das Wasser für mehrere Zwecke verwendet, berechnet sich das Entgelt nach dem Zweck mit dem höchsten Gebührensatz (§47a Satz 1 NWG). Die Höhe der Gebühr ist in Anlage 3 zu §47a Satz 1 NWG festgelegt und bewegt sich zwischen 0,00256 €/m³ für die Entnahme von Grundwasser zur Fischhaltung und 0,06136 €/m³ für die Entnahme von Grundwasser zu sonstigen Zwecken. Die wesentlichen Einnahmen ergeben sich aus

³⁵ Gesetz über die Erhebung eines Entgelts für die Entnahme von Wasser aus Gewässern (Wasserentnahmeentgeltgesetz des Landes Nordrhein-Westfalen – WasEG) vom 27.01.2004 (GV.NRW. S. 30), geändert am 12.12.2006 (GV. NRW S. 622).

³⁶ Verordnung über Zuständigkeiten auf dem Gebiet des Wasserrechts (ZustVO-Wasser) vom 29.11.2004 (Nds. GVBl. Nr.38, S.550).

den Kühlwasserentnahmen der Kraftwerke und der Industrie und den Fördermengen der öffentlichen Wasserversorgung. Weitere Einnahmen ergeben sich durch die Wasserentnahme von Gewerbe und Industrie sowie der Wasserhaltung, Beregnung und Fischhaltung. Die Einnahmen sind in der nachfolgenden Abbildung dargestellt.

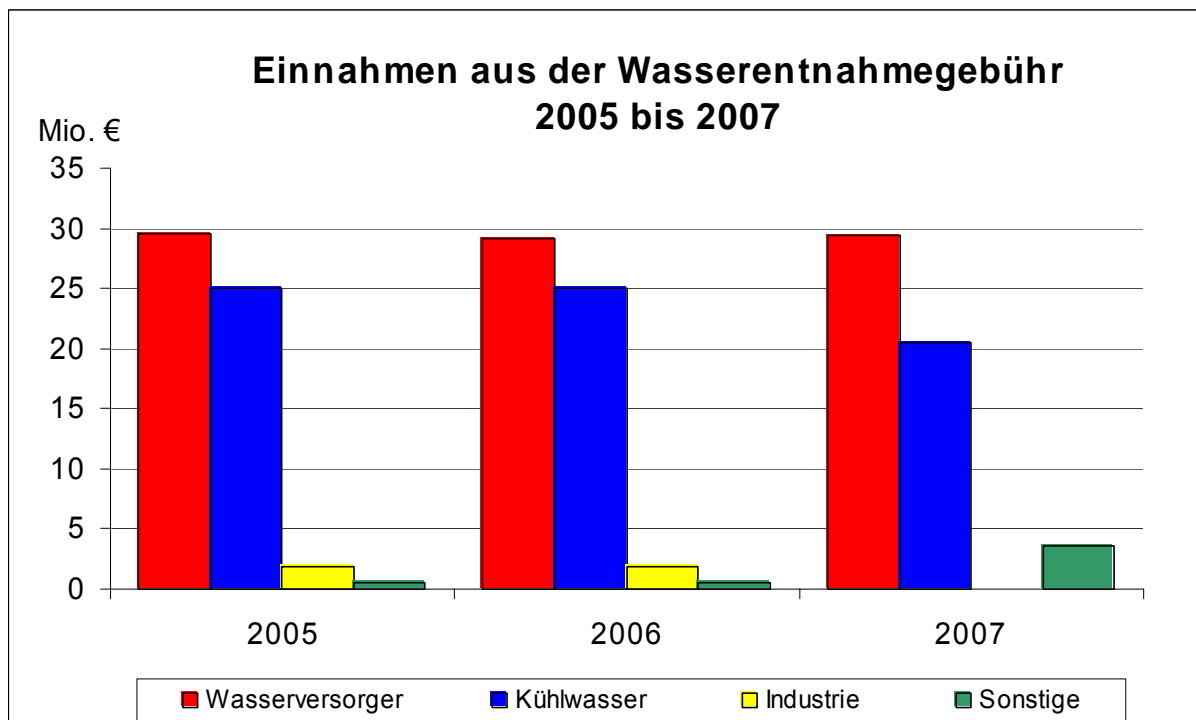


Abb. 67: Einnahmen aus der Wasserentnahmegebühr 2005 bis 2007 (Quelle: NLWKN 2007c).

Es zeigt sich, dass die Haupteinnahmen durch die Wasserversorger und durch die Gebühren für Kühlwasser erzielt werden. Die Entnahmen der Industrie machen mit 1,8 Mio. € einen vergleichsweise geringen Anteil aus, ebenso wie die Einnahmen aus der Wasserentnahme von Gewerbe und Industrie, Wasserhaltung, Beregnung und Fischhaltung. Damit stehen im Schnitt beständig 55,6 Mio. € für Maßnahmen zum Schutz der Gewässer zur Verfügung. Es ist anzumerken, dass die Einnahmen von 2007 nicht die tatsächlichen Einnahmen widerspiegeln, sondern dem Haushaltsplan entstammen, die Einnahmen von 2005 bis 2006 entsprechen dem Ist-Ergebnis. Für die Jahre 1994 bis 2004 liegt keine detaillierte Aufstellung der Einnahmen aus der Wasserentnahmegebühr vor. Es kann lediglich festgestellt werden, dass im Mittel rund 63,8 Mio. € Gesamteinnahmen anfielen.

Bei der empirischen Untersuchung galt es ferner zu klären, ob eine Verrechnung der Wasserentnahmegebühr möglich ist. Diese Vermutung wurde häufig bei den Befragungen der Forstakteure geäußert. Eine Verrechnung der Wasserentnahmegebühr bedeutet, dass die Gebührenlast der Wasserversorger um den Anteil geschmälert wird, den sie an Forst- oder Landwirtschaftsakteure im Rahmen von privatwirtschaftlichen Vereinbarungen zahlen. Diese Vermutung konnte bei den Befragungen der Akteure der öffentlichen Verwaltungen (Umweltministerium, NLWKN) nicht bestätigt werden.

Die Verwendung der Wasserentnahmegebühr ist in Niedersachsen zweckgebunden. Entsprechend §47h Satz 3 NWG ist das Aufkommen aus den Entgelten für Maßnahmen zum Schutz der Gewässer und des Gewässerhaushaltes verwendet werden. Die Verteilung erfolgt nach

privilegierten Bereichen³⁷, die Verteilung der übrigen Mittel erfolgt nach politischen Entscheidungen.

Die Verwendung der Wasserentnahmegebühr von 2005 bis 2007 ist in Tabelle 29 dargestellt. Auch hier ist anzumerken, dass sich die Ausgaben in 2007 auf den Haushaltsplan beziehen.

Tabelle 29: Verwendung der Wasserentnahmegebühr von 2005 bis 2007

(Quelle: NLWKN 2007c)

Ausgabetitel		2005	2006	2007
Nds. Kooperationsmodell "Trinkwasserschutz"		17.399.464	17.681.094	16.431.000
Naturschutzprogramme zum Schutze der Gewässer und des Wasserhaushaltes		4.037.915	4.250.397	4.969.000
Sonstige Maßnahmen des Naturschutzes		6.922.216	8.762.287	7.066.000
Sonstige Vorhaben des Gewässerschutzes	Sonderabfalldeponie Münchehagen	3.359.617	3.187.673	3.285.000
	Zuweisung an Verbände zur Unterhaltung Gewässer II. Ordnung	1.916.750	750.000	750.000
	Zuschüsse an die Deichverbände	500.000	473.000	495.000
	Zuführung für Betrieb und Unterhaltung landeseigener Gewässer	1.063.000	1.063.000	1.063.000
	Zuschüsse an die Landwirtschaftskammern zur Bisambekämpfung	449.895	415.813	424.000
	Küstenschutz	16.146.286	15.543.966	13.273.000
	Förderung länderübergreifender Programme	33.600	37.271	38.000
	Gewässerkundlicher Landesdienst	1.800.380	1.817.401	2.269.000
Verwaltungskosten		3.332.985	2.810.472	3.437.000
Gesamtausgaben in €		56.962.108	56.792.374	53.500.000

Die Verwaltungsaufwand, der dem Land und den zuständigen kommunalen Körperschaften aus dem Vollzug des §47 NWG und sowie des §91b Abs. 2 und des §93 Abs. 6 NWG entsteht, ist vorab zu decken. Das verbleibende Einkommen ist für die Maßnahmen zum Schutz der Gewässer und des Gewässerhaushaltes zu verwenden und muss mindestens 40% betragen.

³⁷ Privilegierte Bereiche sind in §47h Abs. 3 NWG aufgeführt. Weiterhin erfolgt in Wasserschutz- und Wassergewinnungsgebieten eine Unterteilung in Klassen, die so genannten Handlungsbereiche A, B und C. In Handlungsbereich A ist eine Sicherung der aktuellen Trinkwasserqualität erforderlich. Aus dem Katalog der freiwilligen Vereinbarungen nach §47h NWG werden lediglich Basismaßnahmen vereinbart, die auf der gesamten Fläche des Gebiets umsetzbar sind. Im Handlungsbereich B ist es Ziel die Trinkwasserqualität zu verbessern. Sanierungsbereiche werden in Handlungsbereich C zusammengefasst. Die Zusatzberatung konzentriert sich besonders auf die Handlungsbereiche B und C. Des Weiteren werden die Wasserschutzmaßnahmen den Anforderungen des jeweiligen Gebietes genau angepasst. Die Einteilung in die Handlungsbereiche erfolgt nach der Qualität des Sickerwassers, des Grundwassers und des nicht aufbereiteten Rohwassers sowie nach den Standortfaktoren. Außerdem spielt die Akzeptanz in der Landwirtschaft, das Engagement der Wasserversorgungsunternehmen und die Möglichkeit der Nutzung von Effekten aus anderen Gebieten des Umweltschutzes eine Rolle für die Zuordnung in den jeweiligen Handlungsbereich (vgl. Bezirksregierung Hannover 2000, S. S. 35). Durch die Verteilung nach prioritären Bereichen ist bereits hier ersichtlich, dass besonders die Landwirtschaft aus der Wasserentnahmegebühr partizipiert, da die zumeist landwirtschaftlich genutzte Flächen den Handlungsbereichen zugeordnet werden, welche die höchsten Zuschüsse erhalten.

Der größte Ausgabentitel ist das Niedersächsische Kooperationsprogramm Trinkwasserschutz (§ 47 h Abs. 3 NWG). Mit diesem Programm werden Vorhaben zum Schutz der Gewässer und des Gewässerhaushaltes in Wasservorranggebieten gefördert, um vorbeugend und nachträglich schädliche Einflüsse auf das Grundwasser und den Wasserhaushalt zu verringern. Darunter fallen Ausgaben für Beratungsleistungen der Land- und Forstwirtschaft und des Erwerbsgartenbaus, Ausgaben für Einschränkungen der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung auf Grund freiwilliger Vereinbarungen (§47h Absatz 3, Satz 4b NWG) und Ausgleichsleistungen bei Schutzbestimmungen gemäß §51 NWG. Bisher war der Ausgleich bei Schutzbestimmungen vom Land zu leisten, mit der Novellierung des Niedersächsischen Wassergesetzes (23.5.2007) wurde jedoch festgelegt, dass der Ausgleich für erhöhte Anforderungen von dem zu leisten ist, der durch die Schutzbestimmung unmittelbar begünstigt ist. Mehrere unmittelbar Begünstigte sind Gesamtschuldner. Sofern die Bestimmung der künftigen Wasserversorgung dient ohne dass ein unmittelbar begünstigter vorhanden ist, leistet den Ausgleich das Land.

Des Weiteren gibt es den Ausgabentitel Zuschüsse an Wasserversorgungsunternehmen für Pacht und Kauf von Flächen in Wasserschutzgebieten und Zuschüsse an öffentliche Wasserversorgungsunternehmen für die Durchführung von Maßnahmen zum Trinkwasserschutz im Rahmen von Kooperationsvereinbarungen sowie sonstige Maßnahmen wie Forschungsvorhaben, Modell- und Pilotprojekte und nicht aufteilbare sächliche Verwaltungskosten.

Die Ausgaben für Naturschutzprogramme zum Schutz der Gewässer und des Wasserhaushaltes betragen im Mittel 12 Mio. €. Hierunter fallen Projektförderungen im Rahmen des ELER-Förderprogramms, des Aktionsprogramms der EU LIFE zur Entwicklung und Durchführung der Umweltpolitik und Zuwendungen zur Förderung von Maßnahmen zur Pflege und Entwicklung von Wallhecken. Unter die sonstigen Maßnahmen des Naturschutzes fallen Entschädigungen nach §50 NNAatG³⁸, Härteausgleichsleistungen, Erschwernisausgleich nach §52(1) NNAatG, Vertragsnaturschutz nach §29(3) NNAatG und Vertragsnaturschutz zum Erhalt der biologischen Vielfalt, außerdem Ausgaben für EU-Monitoring, Naturschutzstationen und ähnliche Maßnahmen des Naturschutzes, Naturschutz- und FFH-Gebiete, Ausgaben für das Biosphärenreservat Elbtalau (Schutz-, Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen, Informations- und Öffentlichkeitsmaßnahmen).

Den nächst größeren Titel mit im Durchschnitt 21,5 Mio. € nehmen die sonstigen Vorhaben des Gewässerschutzes ein. Darunter fallen Abführungen für die Kofinanzierung der Gemeinschaftsaufgabe Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes (Vorhaben des Küstenschutzes) und Ausgaben für die Nachsorge der Altlasten der Sonderabfalldeponie Münchehagen, zudem Zuschüsse an die Deichverbände zur Unterhaltung der Schutzwerke im Deichvorland oder im Watt und zum Ausgleich bei besonderen Härtefällen bei der Deichunterhaltung. Die Landwirtschaftskammer erhält ebenfalls Zuschüsse für die Bisambekämpfung, da dem Land die Aufgabe der Organisation Bisambekämpfung obliegt und die Landwirtschaftskammer mit diesen Aufgaben vertraglich betraut worden ist. Weitere Ausgaben fallen an für die Förderung länderübergreifender Programme. Darunter ist der Anteil des Landes am Länderfinanzierungsprogramm „Wasser, Abfall und Boden“ sowie Erstattungen an den Bund für Forschung im Küsteningenieurwesen zu verstehen. Zuführungen für den Betrieb und die Unterhaltung von landeseigenen Gewässern und Anlagen des Landesbetriebs aus der Wasserentnahmegebühr und Zuweisungen an Unterhaltungsverbände zu Unterhaltung der Gewässer II. Ordnung fallen ebenfalls unter die sonstigen Vorhaben des Gewässerschutzes.

³⁸ Niedersächsisches Naturschutzgesetz (NNAatG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 11.04.1994 (Nds. GVBl. S. 155), zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 23.05.2005 (Nds. GVBl. S. 210).

Es kann festgehalten werden, dass bisher im Durchschnitt 55,6 Mio. € pro Jahr aus der Wasserentnahmegebühr zur Verfügung standen. Das Aufkommen ist für Maßnahmen zum Schutz der Gewässer und des Gewässerhaushaltes zu verwenden. Für den Trinkwasserschutz und die Kofinanzierung des Küstenschutzes werden jeweils rund 30% des Gesamtaufkommens verwendet, Naturschutzprogramme und die zugehörigen sonstigen Maßnahmen haben einen Anteil von ca. 20%. Die sonstigen Ausgaben wie die Zuschüsse an die Deichverbände oder die Verwaltungskosten betragen ca. 20%.

18.5 Finanzierung von Wasserdienstleistungen aus der Wasserentnahmegebühr

Sofern Wasserdienstleistungen durch die Wasserentnahmegebühr finanziert werden, geschieht dies in der Regel durch das Niedersächsische Kooperationsmodell zum Trinkwasserschutz in Trinkwassergewinnungsgebieten. Es konnte aufgrund fehlender detaillierter Daten nicht klar differenziert werden, welcher Anteil der Wasserentnahmegebühr in forstliche Maßnahmen fließt, es kann jedoch durch die Ergebnisse der Befragungen davon ausgegangen werden, dass der größere Anteil in Maßnahmen und Projekte der Landwirtschaft und des Erwerbsgartenbaus fließt.

In Abb. 68 sind die Ausgaben für den Trinkwasserschutz zwischen 1994 und 2006 dargestellt.

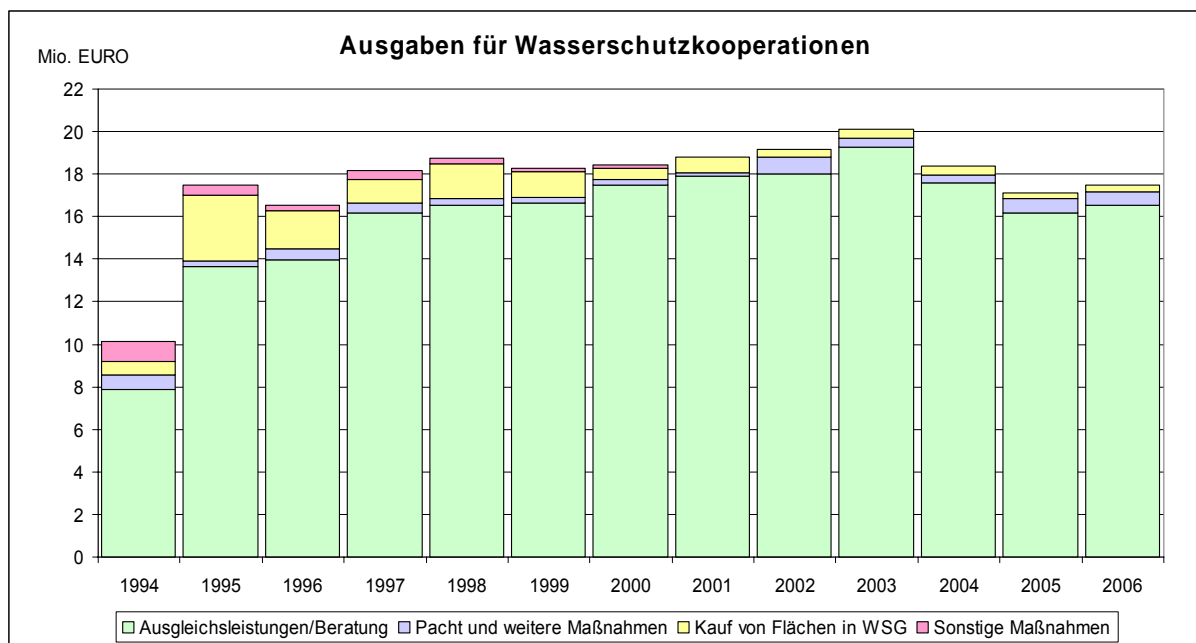


Abb. 68: Ausgaben für den Trinkwasserschutz von 1994 bis 2006 (Quelle: NLWKN 2007c).

Es wird deutlich, dass der größte Anteil (ca. 80%) der Mittel in Maßnahmen fließt, die einen Ausgleich bei Bewirtschaftungsauflagen, die über das Niveau der ordnungsgemäßen Land- und Forstbewirtschaftung in Wasserschutzgebieten hinausgehen, bieten. Darunter fallen die Dienstleistungen Außenstehender, meist unabhängiger Wasserschutzberater, Zuschüsse an die Landwirtschaftskammer für die Wasserschutzberatung und Ausgleichsleistungen sowie Entschädigungen gemäß §51 und §55 NWG. Anzumerken ist ferner, dass die vom NLWKN kofinanzierten Maßnahmen zum Waldumbau unter diesen Titel fallen. Des Weiteren wird deutlich, dass die Ausgaben für den Kauf von Flächen in Wasserschutzgebieten und die Ausgaben für sonstige Maßnahmen (nicht aufteilbare sächliche Verwaltungsausgaben, Zuschüsse für

den Kongress und die Ausstellung „Wasser“ in Berlin, Zuschüsse für Güllagerung, Forschungsvorhaben, Wassersparprogramm) abgenommen haben. Gründe hierfür können nur vermutet werden. So wird seit 2000 kein Zuschuss zum Wassersparprogramm gezahlt und seit 1998 haben die Zuschüsse für die Güllagerung deutlich abgenommen, lediglich Forschungsvorhaben werden weiterhin mit rund 800.000 € pro Jahr bezuschusst. Gestiegen hingegen ist der Anteil der Ausgaben für Pacht von Flächen in Wasserschutzgebieten und weitere Maßnahmen (Zuweisungen an Gemeinden, Wasser- und Bodenverbände, Zuschüsse an Wasserversorgungsunternehmen, an private Unternehmen und Sonstige). Die Ausgaben sind seit 1995 um das fast vierfache auf 986.000 € im Jahr 2006 gestiegen.

Die Ausgaben für die Beratung und Ausgleichsleistungen sind in der nachfolgenden Abb. 69 differenziert dargestellt.

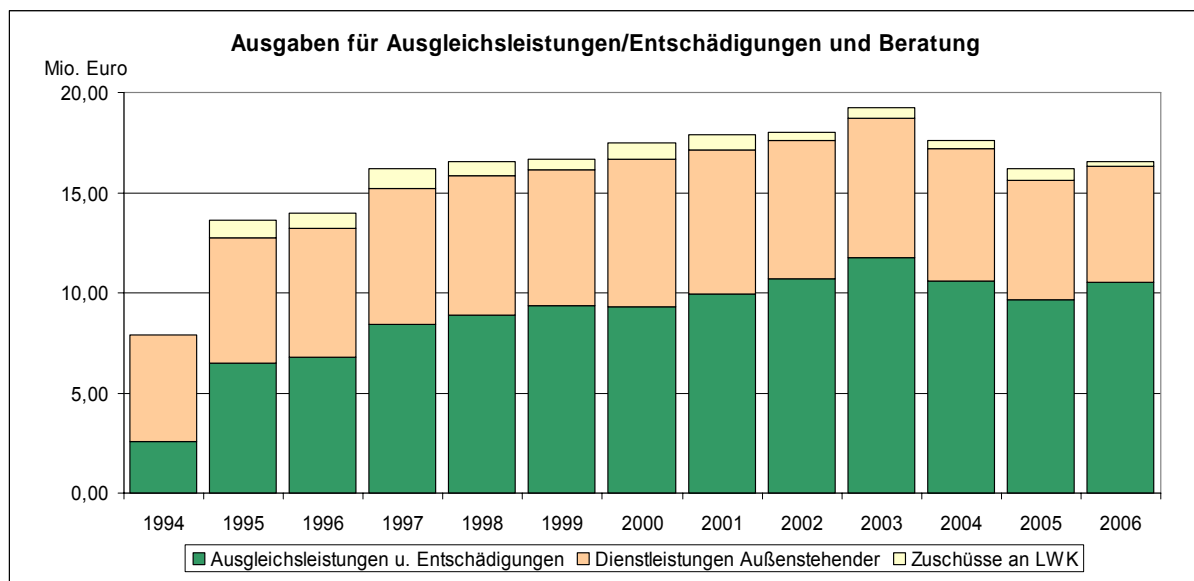


Abb. 69: Ausgaben für Beratung und Ausgleichsleistungen von 1994 bis 2006 (2007c).

(Quelle: NLWKN

Bisher sind für Ausgleichsleistungen und Entschädigungen bzw. freiwillige Vereinbarungen nach §51a und §47h NWG im Schnitt 9 Mio. € per anno gezahlt worden. Durch die Novellierung des NWG werden die Ausgaben in Zukunft in der Hauptsache vom Wasserversorger getragen, da zum Ausgleich von Nutzungseinschränkungen verpflichtet ist, wer durch Schutzbestimmungen in Wasserschutzgebieten unmittelbar begünstigt ist (§51a NWG). Für die Dienstleistungen Außenstehender entfällt ein vergleichsweise großer Anteil der Wasserentnahmegebühr mit rund 6.5 Mio. €/Jahr. Unter diesen Titel fallen die Ausgaben für die Zusatzberatung Wasserschutz für die in Trinkwassergewinnungsgebieten wirtschaftenden Landwirte. Diese Beratung geht über das bestehende Beratungsangebot der Landwirtschaftskammer hinaus und umfasst unter anderem Aspekte wie spezielle Dünge- und Anbauplanung oder Hilfestellung bei wasserrechtlichen Fragen. Die Zusatzberatung wird vornehmlich von Ingenieurbüros durchgeführt, aber auch von landwirtschaftlichen Beratungsringen oder Wasserversorgungsunternehmen. Der geringste Anteil entfällt auf die Landwirtschaftskammer. Diese leistet als Fachbehörde im Rahmen des §47h Absatz 3 einen Beitrag zum kooperativen Trinkwasserschutz. So werden die Zuschüsse an die Landwirtschaftskammer hauptsächlich für die Zusatzberatung der Landwirte gezahlt, die bei der Durchführung von Maßnahmen zum Grundwasserschutz unterstützt werden. Des Weiteren führt die Landwirtschaftskammer jährliche ökonomische Berechnungen von Ausgleichs- und Entschädigungsleistungen (nach §47 NWG und §51a NWG) durch. Die Ergebnisse sind im so genannten Baubuch (LWK 2007)

zusammengefasst. Ebenso werden Versuche zu den Auswirkungen verschiedener Landnutzungsformen und in geringem Maße Untersuchungen im Bereich Wasserschutz, Gartenbau sowie Forstwirtschaft durchgeführt.

Wie schon erwähnt, kann davon ausgegangen werden, dass die Hauptausgaben für Entschädigungs- bzw. Ausgleichsleistungen für landwirtschaftlich genutzte Flächen gezahlt wurden. Die Befragungen haben jedoch weiter ergeben, dass dieser Finanzierungsquelle auch für die forstliche Seite von erheblicher Bedeutung ist. So konnte festgestellt werden, dass die Mehrzahl der Forstakteure, sofern Wasserdienstleistungen getätigt werden, aus der Wasserentnahmegebühr partizipieren. Häufig waren sich die Forstakteure allerdings nicht bewusst, dass diese Gelder aus der Wasserentnahmegebühr stammen.

Im Folgenden soll auf die Novellierung des NWG eingegangen werden. Mit der Gesetzesnovelle sollen laut Sander (2006) bisherige Reglementierungen abgebaut und der bürokratische Aufwand reduziert werden. Durch die Zusage der Finanzhilfe zur Finanzierung des Kooperationsmodells für jeweils fünf Jahre entstehe eine deutlich bessere Planungssicherheit und höhere Effizienz in den Maßnahmen.

Die Novellierung des niedersächsischen Kooperationsmodells zum Trinkwasserschutz hat generell das Ziel die Eigenverantwortung der Wasserversorger und der Kooperationen zu stärken und die staatliche Verwaltung zu reduzieren (NLWKN 2007a). §47h NWG wurde dahingehend erweitert, dass das Land den Wasserversorgungsunternehmen Finanzhilfen für Zusatzberatungen und Freiwillige Vereinbarungen gewährt. Die Einzelheiten werden in einer noch zu verabschiedenden Verordnung³⁹ geregelt. Die Verordnung regelt die Finanzhilfe für Zusatzberatung und Freiwillige Vereinbarungen sowie die zukünftige Zusammenarbeit in der Kooperation zum Trinkwasserschutz. Die Finanzhilfe wird für Kosten gewährt, die nach §47h Abs. 3 Satz 2 Nr. 4 a, b NWG entstehen, wenn die Maßnahmen dem vorsorgenden Trinkwasserschutz dienen und auf der Grundlage eines, in gleichberechtigter Zusammenarbeit mit den im Trinkwassergewinnungsgebiet bodenbewirtschaftenden Personen, erarbeiteten Schutzkonzepts vereinbart wurden. Die Finanzhilfe aus der Wasserentnahmegebühr wird jedoch nur gewährt, wenn die Kosten des Wasserversorgungsunternehmens für das Schutzkonzept nicht weniger als 50.000 € im Jahr betragen oder andere öffentliche Fördermittel in Anspruch genommen werden können. Die freiwilligen Vereinbarungen sollen durch die Wasserversorgungsunternehmen in eigener Verantwortung abgewickelt werden. Das Land beschränkt so seine steuernde Funktion weitgehend auf den Abschluss von Rahmenverträgen, das heißt die Grundstückseigentümer und die Wasserversorgungsunternehmen müssen die näheren Einzelheiten ihrer Zusammenarbeit regeln. Hinzu kommen Zusatzberater, die zuständige Wasserbehörde sowie weitere Fachbehörden und Institutionen, die zum Erfolg der Kooperation beitragen können. Die Verträge der freiwilligen Vereinbarungen sollen das Schutzkonzept des jeweiligen Gebietes mit den entsprechenden Zielen, den Erfolgsparametern sowie das Konzept der zusätzlichen Beratung umfassen. Des Weiteren wird das Wasserversorgungsunternehmen zur Einhaltung eines vom Fachministerium veröffentlichten Kataloges, der fachliche und organisatorische Vorgaben enthält (NLWKN 2007a), verpflichtet. Die Zusatzberatung wird in Zukunft im Regelfall durch Fördermittel des ELER-Fonds kofinanziert, wobei die Mindestfördersumme insgesamt 20.000 € beträgt (NLWKN 2007a).

Die wesentlichsten Änderungen betreffen den Ausgleich nach §51a NWG und die Verwendung der Wasserentnahmegebühr nach §47h NWG. Zukünftig ist der Ausgleich für eine Einschränkung der land-, forst- oder erwerbsgärtnerischen Nutzung eines Grundstückes von dem durch eine Schutzbestimmung unmittelbar Begünstigtem zu leisten sein. In der Regel sind

³⁹ Verordnung über die Gewährung einer Finanzhilfe zur Förderung des kooperativen Schutzes der Trinkwassergewinnungsgebiete (Kooperationsverordnung, KoopVO), Entwurf vom 30.04.2007.

dies die Wasserversorgungsunternehmen. Die Novellierung von §51a NWG könnte dazu führen, dass verstärkt freiwillige Kooperationen in Wasserschutzgebieten eingegangen werden, da so die Wasserversorgungsunternehmen Finanzhilfen erhalten, mit denen sie die Kosten die durch den Ausgleich für Einschränkungen der Bodennutzung entstehen, ausgleichen können. In Bezug auf die Änderungen des §47h NWG ist weiterhin festzuhalten, dass jedoch nur Kooperationen bezuschusst werden, die mindestens einen Finanzbedarf von 50.000 € haben. Dies könnte dazu führen, dass kleinere Wasserversorgungsunternehmen mit geringerem Finanzbudget, weniger Kooperationsvereinbarungen durchführen können und kleinere Projekte, die einen wichtigen Beitrag zum Grundwasserschutz liefern, schwerlich durchgeführt werden können.

Abschließend kann festgestellt werden, dass die Novellierung des NWG mitunter zahlreiche neue Möglichkeiten der Zusammenarbeit zwischen Grundstückseigentümern und Wasserversorgungsunternehmen ermöglicht, jedoch sicherlich auch Probleme der Umsetzung birgt, die derzeit nicht endgültig beurteilt werden können, da die Erfahrungen fehlen. Die verstärkte Einbindung der Wasserversorgungsunternehmen kann insgesamt in Bezug auf Wasserschutzdienstleitungen aber durchaus positiv bewertet werden, da einerseits die bodenbewirtschaftenden Personen so eine stärkere Verhandlungsposition erreichen, bisher unentgeltliche Maßnahmen finanziert werden könnten und der Anreiz für Kooperationen steigt. Besonders für Forstakteure kann sich dieses positiv auswirken, da mit im Vergleich zur Landwirtschaft relativ geringem finanziellem Aufwand gute Trinkwasserqualitäten bereitgestellt und nachhaltig gesichert werden können.

18.6 Fallbeispiel NLWKN

Maßnahme
Waldumbau in einem Wasserschutz- bzw. -vorranggebiet.
Ziel der Maßnahme
Inhalt der Vereinbarungen sind die grundwasserschonenden Überführungen von Nadelholzreinbeständen in Laubmischbestände.
Kurzbeschreibung/Spezifikation der Maßnahme
Die Vereinbarungen dienen dazu, Stoffeinträge aus der forstwirtschaftlichen Nutzung von Flächen in Wasserschutzgebieten zu vermindern bzw. die Grundwasserneubildungsrate unter diesen Flächen zu erhöhen. Gegenstand der Vereinbarungen sind die Einschränkungen der forstwirtschaftlichen Nutzung gemäß §47h Abs. 3 Nr. 4b.
Die Bewirtschaftungsauflagen sind folgende: Die Überführung erfolgt zu 100% bzw. 70% (60% Haupt- und 10% Nebenbaumarten) mit standortgerechten Laubholzarten, wobei Erlen ausgeschlossen sind. Die Mindestpflanzenanzahl beträgt 2000 Pflanzen pro ha und der Bestockungsgrad von 0,7 darf nicht unterschritten werden.
Die Finanzierung erfolgt hauptsächlich durch die forstliche Förderung des Landes Niedersachsen, der Anteil der bei der forstlichen Förderung vorgeschriebenen Eigenfinanzierung wird durch die Wasserentnahmegebühr abgedeckt. Bei 100% Laubholzanteil beträgt die Entschädigung bis zu 1.790 €/ha, bei einem 70% Laubholzanteil bis zu 1.534 €/ha. Der Waldbesitzer übernimmt analog der Richtlinien für die Förderung der forstwirtschaftlichen Maßnahmen in Niedersachsen die Verpflichtung zu Pflege, Schutz und Nachbesserung der Kulturen, sowie Unterhaltung und Beseitigung von Wildschutzzäunen.
Die Vereinbarung wird in der Regel für 20 Jahre getroffen.
Akteure für die Anwendung der Maßnahme
<input checked="" type="checkbox"/> Forstwirtschaft <input type="checkbox"/> Wasserwirtschaft <input type="checkbox"/> Landwirtschaft <input type="checkbox"/> Verbände

<input checked="" type="checkbox"/> Bund	<input checked="" type="checkbox"/> Land	<input type="checkbox"/> EU	<input type="checkbox"/> Sonstige
Zeitbedarf und räumliche Wirkung			
Bis zur Umsetzung des Waldumbaus erfolgte 2006.			
Die Wirkungen des Waldumbaus zur Erhöhung der Grundwasserspense sind lokal begrenzt (Lüneburger Heide).			
Kostenabschätzung			
Förderung entsprechend der Richtlinie über die Gewährung von Zuwendungen zur Förderung forstwirtschaftlicher Maßnahmen		bis zu 85% der tatsächlichen Kosten	
Wasserentnahmegebühr		Restfinanzierung der tatsächlichen Kosten. (bis zu 1.790 € bzw. 1.534 €)	
Die Entschädigung darf die Summe der Kosten des Waldumbaus nicht überschreiten, daher werden die Kosten gegen Vorlage von Rechnungen erstattet. Die Kosten werden nach Abschluss der Maßnahme erstattet.			
Zusammenfassende qualitative Bewertung			
Die empirische Untersuchung hat ergeben, dass in Niedersachsen die Wasserentnahmegebühr den wichtigsten Beitrag zur Finanzierung von Wasserdienstleistungen darstellt, da die Überführung von Nadelholzbeständen in Laubholzmischbestände die häufigste Form von Vereinbarungen zum Wasserschutz ist. Allein im Raum Lüneburg wurden durch diese Förderung 346 ha umgebaut. Die Bedeutung der Wasserentnahmegebühr ist daher nicht zu unterschätzen. Da der Eigenanteil der Waldbesitzer übernommen wird, steigt der Anreiz zur Durchführung dieser Maßnahmen des Wasserschutzes. Wasserentnahmeentgelte sind daher als grundsätzlich sinnvoll zu erachten, sofern, wie in Niedersachsen praktiziert, eine zweckgebundene Verwendung des Aufkommens gewährleistet wird. Es muss jedoch darauf hingewiesen werden, dass Wasserentnahmegebühren auf regionaler Ebene wirken müssen, da nur so die Zielgenauigkeit gesteigert werden kann.			

18.7 Privatwirtschaftliche Vereinbarungen

Im Folgenden werden kooperative Vereinbarungen zwischen Forstakteuren und Wasserwirtschaftsakteuren untersucht. Darunter können Verträge verstanden werden, die dadurch gekennzeichnet sind, dass Wasserdienstleistungen und die entsprechende Vergütung von dem Waldbesitzer und dem nachfragenden Unternehmen ohne rechtliche Auflagen frei ausgehandelt werden. Häufig übernimmt dabei das Wasserversorgungsunternehmen oder der Trinkwasserverband entweder die tatsächlichen Kosten von Kalkungen oder Waldumbau bzw. gibt einen festgesetzten Zuschuss. Außerdem besteht die Möglichkeit, dass das Wasserversorgungsunternehmen die Restfinanzierung der forstlichen Förderung übernimmt.

Solche Vereinbarungen werden durch die Novellierung des NWG vermutlich in Zukunft an Bedeutung gewinnen. Zurzeit wird jedoch die Minderheit der Wasserdienstleistungen durch solche Vereinbarungen finanziert, obgleich die WRRL den Grundstein für eine entsprechende Finanzierung durch das Kostendeckungsprinzip bereits gelegt hat.

Die empirische Untersuchung hat ergeben, dass nur wenige Fälle von privatwirtschaftlichen Vereinbarungen in Niedersachsen gefunden werden konnten. Nichtsdestotrotz sollen zwei

dieser Beispiele eingehender behandelt werden.⁴⁰ Zum einen handelt es sich um waldbauliche Maßnahmen und zum anderen um Kalkungen in Wasserschutzgebieten. Die Waldumbaumaßnahme hat Vorbildcharakter in Niedersachsen. Das Maßnahmenbeispiel der Kalkung zeigt eine Vereinbarung, bei der das Wasserversorgungsunternehmen die Restfinanzierung übernommen hat.

Maßnahme	
Waldumbau in einem Wasserschutzgebiet.	
Ziel der Maßnahme	
Inhalt der kooperativen Vereinbarung war ein Laubholzunterbau in einem Wasserschutzgebiet zur Erhöhung der Grundwasserspende und der Grundwasserqualität in Nadelholzbeständen.	
Kurzbeschreibung/Spezifikation der Maßnahme	
Der ansässige Wasserbeschaffungsverband plante eine Erhöhung der Wasserfördermenge in dem Wasserschutzgebiet und führte zunächst eine Standortkartierung durch. Der Wasserbeschaffungsverband verpflichtete sich weiterhin für grundwasserverbessernde Maßnahmen Mittel aus der Wasserentnahmegebühr einzuwerben. Es wurden 45.000 € beantragt. Da dieses keinen Erfolg hatte, verpflichtete sich der Wasserbeschaffungsverband 25.565 € für eine Laubholzunterpflanzung bereitzustellen. Die Unterpflanzung wurde seitens des Wasserbeschaffungsverbandes voll finanziert und wurde auf 9,8 ha durchgeführt.	
Akteure für die Anwendung der Maßnahme	
<input checked="" type="checkbox"/> Forstwirtschaft	<input checked="" type="checkbox"/> Wasserwirtschaft
<input type="checkbox"/> Bund	<input type="checkbox"/> Land
<input type="checkbox"/> Landwirtschaft	<input type="checkbox"/> EU
<input type="checkbox"/> Verbände	<input type="checkbox"/> Sonstige
Umsetzung des Waldumbaus erfolgte auf Grundlage einer vertraglich definierten Kooperation, wobei der Wasserbeschaffungsverband die Finanzierung leistete und der Forstbetrieb für die praktische Umsetzung des Waldumbaus verantwortlich war.	
Zeitbedarf und räumliche Wirkung	
Die Umsetzung des Waldumbaus erfolgte 2006.	
Die Wirkungen des Waldumbaus zur Erhöhung der Grundwasserspende sind lokal begrenzt (Emsland).	
Kostenabschätzung	
Die kalkulierten Kosten basieren auf der Einschätzung des Forstakteurs. (€-Beträge gerundet).	
	€/ha
Bodenvorbereitung (Streifenpflug)	270
Pflanzen	
Buchen	303
Stieleichen	29
Kalkung	150
Pflanzkosten	506
Gesamtkosten	1.258

⁴⁰ Die anderen Maßnahmen eignen sich nicht zur detaillierten Beschreibung, da zum Teil die vertraglichen Vereinbarungen nicht eingesehen werden konnten.

Anmerkung: der gewährte Zuschuss betrug 25.000 €, die kalkulierten Kosten 1.258 €/ha. Die hier dargestellten Kosten sind die kalkulierten Kosten.

Zusammenfassende qualitative Bewertung

Das Maßnahmenbeispiel zum Waldumbau von Nadelholzbeständen in Niedersachsen hat sicherlich Vorbildfunktion, da der Waldumbau durch den Wasserversorger komplett finanziert wurde und auch der langfristige Ertragsverlust ausgeglichen wurde. Es ist anzumerken, dass solche Vereinbarungen in höchstem Maße von den handelnden Personen bzw. Wasserversorgungsunternehmen abhängen. Dies wurde auch durch Aussagen verschiedener Forstakteure bestätigt.

Maßnahme			
Bodenschutzkalkungen in einem Wasserschutzgebiet.			
Ziel/Inhalt der Maßnahme			
Inhalt der kooperativen Vereinbarung waren Kalkungen in einem Wasserschutzgebiet zu Zwecken des Gewässerschutzes bzw. der Gewässerqualität.			
Kurzbeschreibung/Spezifikation der Maßnahme			
Die Kalkung wurde im Rahmen der forstlichen Förderung aus öffentlichen Mitteln im Rahmen der forstlichen Förderung des Landes Niedersachsen teilfinanziert. Die Restfinanzierung hat der ansässige Trink- und Abwasserverband übernommen. Die Ausbringung erfolgte durch Hubschrauberbefliegung. Insgesamt wurden 143,54 ha Waldfläche mit kohlesauerm Magnesiumkalk (3,28 to/ha) gekalkt.			
Akteure für die Anwendung der Maßnahme			
<input checked="" type="checkbox"/> Forstwirtschaft	<input checked="" type="checkbox"/> Wasserwirtschaft	<input type="checkbox"/> Landwirtschaft	<input type="checkbox"/> Verbände
<input checked="" type="checkbox"/> Bund	<input checked="" type="checkbox"/> Land	<input checked="" type="checkbox"/> EU	<input type="checkbox"/> Sonstige
Umsetzung des Waldumbaus erfolgte auf Grundlage einer vertraglich definierten Kooperation, wobei der Wasserbeschaffungsverband 10% der Kosten übernahm.			
Zeitbedarf und räumliche Wirkung			
Die Kalkung wurde von 2000 bis 2001 durchgeführt.			
Die Wirkungen der Maßnahme sind lokal begrenzt (Emsland) auf die unmittelbar gekalkte Fläche. Entsprechende Finanzierungsmodelle sind aber landesweit denkbar.			
Kostenabschätzung			
Die Kosten basieren auf dem Kostennachweis über die Kalkungen (alle Werte in €/ha).			
	100%	90%	10%
Vorarbeiten	1,82	1,64	0,18
Bereitstellung, Ausbringung, sonstige Kosten	263,34	237,01	26,33
Gesamt	265,16	238,65	26,52
Zusammenfassende qualitative Bewertung			
Es lassen sich mehrere unmittelbare Wirkungen ableiten. Zum einen wird durch die Kofinanzierung durch den Wasserbeschaffungsverband die Kalkungen erst möglich gemacht. Seitens des Forstbetriebes wurde darauf hingewiesen, dass die Kalkung sonst nicht durchgeführt worden wäre. Zum anderen			

wird die Wasserqualität durch die Kalkung verbessert, einer Bodenversauerung entgegengewirkt und zur Förderung der Laubholzverjüngung beigetragen. Unsicherheitsfaktoren bestehen in der Bewilligung der öffentlichen Mittel und der Bereitschaft der Wasserversorgungsunternehmen zur Kooperation.

In Bezug auf die Finanzierungsquellen lässt sich festhalten, dass auch die Möglichkeit besteht, dass die Kofinanzierung vom Landkreis übernommen wird, allerdings liegen hierzu keine Zahlen vor. Diese Maßnahme kann den kooperativen Vereinbarungen zugeordnet werden, obgleich der Hauptteil der Finanzierung durch die forstliche Förderung gestellt wird. Die Restfinanzierung wurde hier allerdings nicht aus der Wasserentnahmegebühr sondern durch Wasserunternehmen übernommen.

18.8 Kritische Betrachtung der ökonomischen Instrumente

Im Hinblick auf ökonomische Instrumente lässt sich folgendes festhalten: monetäre Anreize spielen in Niedersachsen bei der Durchführung von Wasserdienstleistungen im Vergleich zu anderen Instrumenten die bedeutendste Rolle. Dies ist zunächst darauf zurückzuführen, dass Waldbesitzer wasserschutzorientierte Maßnahmen nur anbieten, wenn sie sich dadurch wirtschaftlich nicht schlechter stellen als ohne diese Maßnahmen. Zum anderen wird so ein Anreiz zur Eigeninitiative der handelnden Akteure gegeben über gesetzliche Anforderungen hinaus zu handeln.

Als wichtigste politische Anreizinstrumente sind die Förderung durch die EU, den Bund und das Land Niedersachsen zu nennen (insbesondere die Richtlinie über die Gewährung von Zuwendungen zur Förderung forstwirtschaftlicher Maßnahmen). Zudem hat die Finanzierung von Maßnahmen bzw. deren Teilfinanzierung aus der Wasserentnahmegebühr eine zentrale Rolle. Bei der Anwendung von entsprechenden Finanzierungsquellen ist jedoch einiges zu beachten. Generell wird der Austausch von Gütern und Werten in hohem Maße durch die Marktwirtschaft gesteuert und hängt indirekt von politischen Rahmenseetzungen ab. Die Wirtschaft wird daher von Politik als direktes ökonomisches Instrument betrachtet, wobei die politischen Rahmenbedingungen das Funktionieren der Marktwirtschaft absichern sollen. Wenn Selbstregulierung des Marktes versagt, greift Forstpolitik steuernd ein und bedient sich bevorzugt der forstlichen Förderung (vgl. Krott 2001, S. 147). So steht bei der Anwendung nicht die Maximierung der wirtschaftlichen Effizienz im Vordergrund, sondern die Politik nutzt vielmehr die hohe Wirksamkeit wirtschaftlicher Mechanismen um die Gesamtheit der öffentlichen Ziele zu erreichen (vgl. Krott 2001, S. 146).

Weiterhin ist darauf hinzuweisen, dass eine finanzielle Förderung zur Störung der marktwirtschaftlichen Selbststeuerung und Senkung der Effizienz der Forstwirtschaft führt, zur Verschiebung von der Ziel- zur Maßnahmenorientierung und es können Mitnahmeeffekte der Zuwendungsempfänger daraus folgen (Krott 2001, S. 155 f., Wicke 1993, S. 374). Dies zeigt sich ebenfalls deutlich an den untersuchten Maßnahmen, da, wie oben erwähnt, die Förderung in der Regel die Durchführung von wasserschützenden Maßnahmen erst ermöglicht. Die Nachfrage der Verbraucher bzw. Wasserversorgungsunternehmen nach Vereinbarungen mit Akteuren der Forstwirtschaft ist derzeit relativ gering, da durch die gesetzlichen Rahmenbedingungen und die Förderkulisse für die Wasserversorgungsunternehmen ein ausreichender Rahmen für qualitativ und quantitativ gutes Trinkwasser aus dem Wald gegeben ist. So zeigt sich hier deutlich, dass eine staatliche Subventionierung einer funktionsfähigen Marktwirtschaft entgegensteht.

Hennies (2002, S. 95) gibt jedoch an, dass die Voraussetzungen der Marktfähigkeit im Bereich des Trinkwasserschutzes gegeben sind, da sauberes Trinkwasser einen Marktwert hat. Die Bestandsanalyse in Niedersachsen bestätigt dies zum Teil, da, obgleich der Staat förder-

politisch eingreift, auch Vereinbarungen vorhanden sind, bei denen wasserschützende Maßnahmen angeboten und auch nachgefragt werden. Nichtsdestotrotz kann noch nicht von einem flächendeckenden Markt für Wasserdienstleistungen gesprochen werden, die Beispiele für Verhandlungen, die nicht unter dem Druck des Gesetzgebers stehen, zu vereinzelt und lokal begrenzt sind.

Es stellt sich die Frage, welche Folgerungen sich aus dieser Bestandsaufnahme ableiten lassen. Privatwirtschaftliche Verträge, die zwischen Wasserschützer und Wassernutzer gehandelt werden, und die Freiheit ihrer Gestaltung eignen sich vermutlich am ehesten zur Regelung regionaler oder lokaler Verhältnisse und Interessen. Dafür ist es aber notwendig, dass der Waldbesitzer über eine Verhandlungsposition verfügt und nicht durch den ordnungsrechtlichen Rahmen beschnitten wird. Ein dargestelltes Beispiel (Waldumbau in einem Wasserschutzgebiet 18.7) zeigt eindrucksvoll, dass neben den tatsächlichen Kosten, die von dem Wasserversorgungsunternehmen übernommen wurden, auch die langfristigen Ertragsverluste vergütet werden konnten. Ob solche Verträge allerdings häufiger ausgehandelt werden können, ist sehr ungewiss und hängt in hohem Maße von den regionalen Bedingungen (u.a. den Flächenanteilen der Land- und Forstwirtschaft sowie die jeweiligen Belastungen des Grundwassers) und den handelnden Personen abhängig.

Über den regionalen Betrachtungsraum hinaus ist es allerdings fraglich und kann in diesem Rahmen nicht abschließend geklärt werden, inwieweit privatwirtschaftlichen Vereinbarungen, erfolgreich sein können. Festzuhalten ist dessen ungeachtet, dass die Waldbesitzer erst attraktive Angebote schaffen müssen, da die latente Nachfrage der Wasserversorgungsunternehmen erst durch das Angebot geweckt wird.

18.9 Probleme und Ausblick

Der bisherige Verlauf des Projektes war besonders gekennzeichnet durch die schwierige Informationsgewinnung. Die Befragungen der Akteure stellten sich als sehr zeitintensiv heraus, ebenso verläuft die Zusendung von Informationsmaterial, Vereinbarungen oder Verträgen schleppend. Im Allgemeinen kann festgehalten werden, dass viele Akteure das Thema eines Leistungsentgeltes für Wasserschutzdienstleistungen zwar als wichtig erachten, jedoch ungern eigene Daten zur Verfügung stellen.

Weiterhin ist zu bemerken, dass Wasserschutzdienstleistungen gegen entsprechende Entgelte häufig unbekannt sind. In der Mehrzahl sind die Forstakteure interessiert daran, Maßnahmen durchzuführen. Diese Maßnahmen werden allerdings meist als Gemeinwohlleistungen verstanden, für die der Betrieb bzw. die staatlichen Institutionen die Kosten tragen müssen. Lediglich die Akteure, die sich mit dem Thema Ausgleich für Wasserschutzleistungen intensiv beschäftigen, erhalten auch Leistungsentgelte.

Durch die Umsetzung der EG-WRRL, die erstmals das Verursacher- und Kostendeckungsprinzip in Zusammenhang mit der Wassergewinnung festschreibt, müssen neue Rahmenbedingungen geschaffen werden. Eine Bestandsanalyse der Regelungen zum Interessenausgleich zwischen Wasserschützenden und -nutzenden ist daher erforderlich. Es sollen Grundlagen für konkrete Verhandlungen geschaffen werden, so dass Wasserdienstleistungen nicht nur erbracht, sondern auch entsprechend entgolten werden können. Auch das Interesse der Wasserversorger an einer wasserwirtschaftlich ausgerichteten waldbaulichen Behandlung bestätigt die Bedeutung der Wasserschutzdienstleistungen.