

Inhalt

5	Erfassung und Bewertung von Boden und Wasser	57
5.1	Boden	57
5.1.1	Böden und ihre Verteilung im Untersuchungsgebiet bzw. in den Auswahlbetrieben.....	60
5.1.2	Besondere Werte von Böden	64
5.1.2.1	Seltene Böden.....	64
5.1.2.2	Naturnahe Böden	68
5.1.2.3	Böden mit besonderen Standorteigenschaften	75
5.1.2.4	Böden mit hoher natürlicher Fruchtbarkeit und aktuelles Ertragspotenzial in der Landwirtschaft.....	78
5.1.3	Beeinträchtigungsrisiken von Böden	84
5.1.3.1	Erosionsgefährdung durch Wasser.....	85
5.1.3.2	Erosionsgefährdung durch Wind	87
5.1.3.3	Verdichtungsgefährdung von Böden.....	90
5.1.3.4	Zersetzungs-/ Sackungsgefährdung organischer Böden	95
5.1.3.5	Beeinträchtigungsrisiken durch Schwermetalle.....	97
5.1.3.6	Beeinträchtigungsrisiken durch organische Schadstoffe.....	102
5.1.4	Synoptische Bewertung des Status quo — Boden	104
5.2	Oberflächenwasser	105
5.2.1	Übersicht über die Oberflächengewässer im Untersuchungsgebiet....	105
5.2.1.1	Fließgewässer	105
5.2.1.2	Überflutungsregime der Elbe	110
5.2.1.3	Retention.....	112
5.2.1.4	Niedersächsisches Fließgewässerschutzsystem	117
5.2.1.5	Stillgewässer	118
5.2.2	Beeinträchtigungsrisiken des Oberflächenwassers.....	120
5.2.2.1	Nährstoffeinträge.....	120
5.2.2.2	Schwermetalleinträge	121
5.2.2.3	Einträge organischer Schadstoffe.....	122
5.2.2.4	Beeinträchtigungen von Morphologie und Abflussregime ...	123
5.3	Grundwasser	124
5.3.1	Übersicht über die Grundwasserverhältnisse im Untersuchungsgebiet	124
5.3.2	Besondere Werte des Grundwassers	125
5.3.2.1	Nutzbare Grundwasservorkommen, Grundwasserflurabstände und Grundwasserneubildung	125
5.3.2.2	Grundwassergüte	127
5.3.3	Beeinträchtigungsrisiken des Grundwassers	129
5.3.3.1	Schutzwirkung der Grundwasserdeckschichten/ Allgemeine Stoffeintragsempfindlichkeit	129
5.3.3.2	Nitratauswaschungsgefährdung	130
5.3.3.3	Auswaschungsgefährdung von Pflanzenschutz- und -behandlungsmitteln	139
5.3.3.4	Auswaschungsgefährdung von Schwermetallen.....	141
5.4	Synoptische Bewertung des Status quo — Wasser	142

Tabellenverzeichnis

Tab. 5-1	Bodenfunktionen und Untersuchungsgegenstände des Forschungsvorhabens.....	59
Tab. 5-2	Vergleich der Bodenart und der Geologie einer Einheit der BÜK 50 und zugeordneten Einheiten der Bo 5.....	64
Tab. 5-3	Übersicht über die Flächenanteile von Leitbodenassoziationen (Lba) im Untersuchungsgebiet und in der Bundesrepublik Deutschland auf Basis der BÜK 1000 (BGR 1995).....	65
Tab. 5-4	„Suchräume“ für seltene Böden im niedersächsischen Elbetal (Datenbasis BÜK 50)	67
Tab. 5-5	Hemerobiestufen von Böden im Untersuchungsgebiet ¹⁾	70
Tab. 5-6	Flächenanteile der Hemerobiestufen von Böden im Untersuchungsgebiet.....	72
Tab. 5-7	Flächenanteile naturnaher Böden im Untersuchungsgebiet („Naturnähekonzent“)	73
Tab. 5-8	Extreme und durchschnittliche Parameterausprägungen der Böden im Untersuchungsgebiet (Datengrundlage BÜK 50).....	76
Tab. 5-9	Böden mit besonderen (extremen) Standorteigenschaften im Untersuchungsgebiet (Datenbasis BÜK 50)	77
Tab. 5-10	Flächenanteile der Bodentypen mit besonderen Standorteigenschaften im niedersächsischen Elbetal (ohne überflutete Standorte)	78
Tab. 5-11	Natürliches Ackerbauliches Ertragspotenzial im Untersuchungsgebiet	79
Tab. 5-12	Ertragsniveau verschiedener Grünlandnutzungen im Untersuchungsgebiet (verändert nach NDS. MELF & NDS. MU 1995b: 47).....	82
Tab. 5-13	Aktuelle Landnutzung in rezenten Überschwemmungsgebieten der Elbe und ihrer Nebenflüsse (Datenbasis BÜK 50 und Biotoptypenkarte nach DIERKING 1992)	87
Tab. 5-14	Formen der Bodenschadverdichtung in der Landwirtschaft (FRIELINGHAUS et al. 1997; DVWK 1998; PETELKAU 1998)	91
Tab. 5-15	Geogene Hintergrundwerte für Schwermetalle in Auensedimenten außerhalb des Einflussbereiches des Harzes (nicht differenziert nach Nutzungen, Angaben in [mg/kg TS]) im Vergleich zu den Vorsorgewerten nach BBodSchV.....	100
Tab. 5-16	Schwermetallbilanz für einen Auswahlbetrieb (Bilanzmethode nach WILCKE & DÖHLER 1995).....	101
Tab. 5-17	Dioxinproben in der Elbtalaue	103
Tab. 5-18	Schwerpunkte der „Besonderen Werte Boden“ und „Besonderen Beeinträchtigungsrisiken Boden“ in den Landschaftstypen (Flächenanteile im Bezug zur Gesamtgebietsfläche).....	104
Tab. 5-19	Überblick über die größeren Fließgewässer im Untersuchungsgebiet	107
Tab. 5-20	Wasserspiegellagenberechnungen für die Untere Mittelalbe, Beispiel Neu Darchau (Pegelnulldpunkt: 5,677 m ü.NN, BAW 1999)	110
Tab. 5-21	Potenzielle Vegetationszonierung in Abhängigkeit der Überflutungsdauer (ohne Berücksichtigung weiterer Standortparameter; ARUM 1997)	112

Tab. 5-22	Einfluss verschiedener Gebietsmerkmale auf Systemkomponenten des Wasserhaushaltes (ergänzt nach Gänsrich & Wollenweber 1995)	113
Tab. 5-23	Überblick über ausgewählte Stillgewässer im Untersuchungsgebiet	119
Tab. 5-24	Mediane Elementkonzentrationen frischer schwebstoffbürtiger Sedimente in der Fraktion <20 µm am Messort Schnackenburg (SCHWARTZ et al. 1999a, gekürzt)	122
Tab. 5-25	Schöpfwerke und weitere bauliche Anlagen im Zuständigkeitsbereich des Unterhaltungsverbandes Krainke, Amt Neuhaus (SAHS 1998, schriftl.)	124
Tab. 5-26	Ausgewählte Messwerte der Grundwassergütemessstellen im Untersuchungsgebiet im Zeitraum 1987 bis 1997 (NLWK LÜNEBURG 1998).....	127
Tab. 5-27	Bewertung der Nitratauswaschungsempfindlichkeit anhand der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers (NLFB 1997b)	130
Tab. 5-28	Eingangsdaten für schlagbezogene Stickstoffbilanzen auf Ackerflächen	134
Tab. 5-29	Fruchtfolgen und Stickstoffbilanzüberschüsse auf ausgewählten Schlägen in dreijährigen Fruchtfolgen auf den Auswahlbetrieben	134
Tab. 5-30	Hoftorbilanzen für die Auswahlbetriebe für das Wirtschaftsjahr 1997/98	135
Tab. 5-31	Beeinträchtigungsrisiko des Grundwassers durch Nitrat für die Fruchtfolge 1997-1999 auf ausgewählten Schlägen (lfd. Nr. vgl. Tab. 5-29)	136
Tab. 5-32	Schwerpunkte der „Besonderen Werte Wasser“ und „Besonderen Beeinträchtigungsrisiken Wasser“ in den Landschaftstypen.....	142

Abbildungsverzeichnis

Abb. 5-1	Flächenanteile der Bodentypen im Untersuchungsgebiet (Datenbasis BÜK 50). <u>Bezeichnung der Hauptbodentypen:</u> G Gley, A Auenboden, P Podsol, MF Flussmarsch, N Ranker, S Pseudogley, B Braunerde, HN Niedermoor, U Tiefumbruchsboden, MO Organomarsch, HH Hochmoor	62
Abb. 5-2	Flächenanteile der Bodentypen auf Basis der Bodenschätzung (1:5.000) (hinzu kommen 22 weitere Bodentypen mit Flächenanteilen von weniger als 1 %).....	63
Abb. 5-3	Flächenanteile der Bodengroßlandschaften von Niedersachsen (NLFB 1997a)	65
Abb. 5-4	Vergleich der Ergebnisse des Naturnähekonzeptes und des Hemerobiekonzeptes im Untersuchungsgebiet (Die Hemerobiestufen wurden folgendermaßen zugeordnet: oligohemerob = sehr hoch, mesohemerob = hoch, β - α -euhemerob = mittel, polyhemerob = gering, metahemerob = sehr gering)	74
Abb. 5-5	Verteilung der Klassen des natürlichen ackerbaulichen Ertragspotenzials auf Grünland- und Ackerstandorten im Untersuchungsgebiet (Angaben in Hektar [ha]) (Klassen des Ertragspotenzials nach NIBIS: 1 = äußerst gering, 2 = sehr gering, 3 = gering, 4 = mittel, 5 = hoch, 6 = sehr hoch, 7 = äußerst hoch, 8 = nicht berechnet).....	80
Abb. 5-6	Natürliches ackerbauliches Ertragspotenzial in den Auswahlbetrieben (Datenbasis Bo 5)	81
Abb. 5-7	Verteilung der aktuellen Acker- und Grünlanderträge im Untersuchungsgebiet (Datengrundlage: Biotoptypenkarte (DIERKING 1992), Bodenübersichtskarte (NLFB 1998), Betriebsbefragungen (ARUM 1998),	

	Landwirtschaftsgutachten (NDS. MELF & NDS. MU 1995b); Erläuterung der Ertragsstufen im Text).....	83
Abb. 5-8	Wassererosionsempfindlichkeit im Gesamtgebiet und auf den Ackerflächen (Angaben in Prozent [%], Datenbasis BÜK 50 und Biotoptypenkarte).....	86
Abb. 5-9	Winderosionsempfindlichkeit im Gesamtgebiet und auf den Ackerflächen (Angaben in Prozent [%], Datenbasis BÜK 50 und Biotoptypenkarte).....	88
Abb. 5-10	Beispiel einer Verteilung von Kartiereinheiten der Bodenschätzung auf einem einheitlich bewirtschafteten Ackerschlag	89
Abb. 5-11	Verteilung der Klassen der Winderosionsempfindlichkeit in den Betrieben auf die Nutzungstypen (Flächenangaben in Prozent [%]; Datenbasis Bo 5 und Betriebsbefragungen).....	90
Abb. 5-12	Auswirkungen von Bodenverdichtungen (Zusammenstellung nach KTBL 1995, DÜRR et al. 1994, PETELKAU 1998).....	92
Abb. 5-13	Verdichtungsempfindlichkeit im Gesamtgebiet und auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen (Angaben in Prozent [%], Datenbasis BÜK 50 und Biotoptypenkarte).....	93
Abb. 5-14	Verteilung der Klassen der Verdichtungsempfindlichkeit in den Betrieben auf die Nutzungstypen (Flächenangaben in Prozent [%]; Datenbasis Bo 5 und Betriebsbefragungen).....	94
Abb. 5-15	Anteile an den hohen bis äußerst hohen Verdichtungsempfindlichkeitsstufen in den Betrieben in Bezug auf die jeweilige Betriebsfläche (Angaben in Prozent [%])	95
Abb. 5-16	Anteile organischer Böden im Untersuchungsgebiet (Angaben in Prozent [%]; Datenbasis BÜK 50)	96
Abb. 5-17	Bindungsstärke des Oberbodens für Schwermetalle im Gesamtgebiet (Angaben in Prozent [%], Datenbasis BÜK 50)	98
Abb. 5-18	Gegenüberstellung der Auswertungen „Bindungsstärke des Oberbodens für Schwermetalle“ und „Gefährdung des Grundwassers durch Schwermetalle“ auf Betriebsebene (Angaben in Prozent [%], Datenbasis Bo 5).....	99
Abb. 5-19	Wasserstandsganglinien am Pegel Hitzacker von 1993 bis 1996.....	111
Abb. 5-20	Ergebnisse der Überflutungsmodellierung: Flächen unterschiedlicher jährlicher Überflutungsdauer (Tage/Jahr).....	112
Abb. 5-21	Aktuelle Funktion der Gebietsretention bezogen auf die Landschaftstypen (Angaben in Prozent [%] der Fläche) (A: Außendeichs-Stromland, B: Binnendeichs-Stromland, Bm: Flussmarsch, D: Dünenfelder, G: Geestränder und -inseln, M: Niedermoor, Na: Nebenflüsse außendeichs, Nb: Nebenflüsse binnendeichs, T: Talsandflächen)	115
Abb. 5-22	Beeinträchtigungsintensität der Gebietsretention bezogen auf die Landschaftstypen (Angaben in Prozent [%] der Fläche) (A: Außendeichs-Stromland, B: Binnendeichs-Stromland, Bm: Flussmarsch, D: Dünenfelder, G: Geestränder und -inseln, M: Niedermoor, Na: Nebenflüsse außendeichs, Nb: Nebenflüsse binnendeichs, T: Talsandflächen)	116
Abb. 5-23	Flächenanteile der Grundwasserneubildungsklassen im Untersuchungsgebiet (berechnet auf Basis der BÜK 50, Verfahren nach RÖDER 1992).....	126

Abb. 5-24	Nitratauswaschungsempfindlichkeit im Gesamtgebiet und auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen (Angaben in Prozent [%], Datenbasis BÜK 50 und Biotoptypenkarte).....	131
Abb. 5-25	Verteilung der Klassen der Nitratauswaschungsempfindlichkeit in den Betrieben auf die Nutzungstypen (Flächenangaben in Prozent [%]; Datenbasis Bo 5 und Betriebsbefragungen).....	132
Abb. 5-26	Anteile an den mittleren bis hohen Nitratauswaschungsempfindlichkeitsstufen in den Betrieben in Bezug auf die jeweilige Betriebsfläche (Angaben in Prozent [%])	132
Abb. 5-27	Gemittelte Nitratkonzentrationen im Sickerwasser auf den Ackerflächen der Auswahlbetriebe über die Fruchtfolge 1997-1999 ([mg NO ₃ /l]; Annahme: 50 % Denitrifikation der N-Überschüsse; ohne Betrieb 2).....	138
Abb. 5-28	PBSM-Auswaschungsempfindlichkeit und -risiko im Gesamtgebiet (Angaben in Prozent [%], Datenbasis BÜK 50 und Biotoptypenkarte sowie Betriebsbefragungen).....	140

5 Erfassung und Bewertung von Boden und Wasser

5.1 Boden

Innerhalb der Ökosphäre stellt der Boden neben Wasser und Luft die wichtigste Grundlage allen Lebens dar. Boden wird definiert als der belebte oberste Teil der Erdkruste, der mit Luft, Wasser und Lebewesen durchsetzt ist. Damit sind Böden komplexe physikalische, chemische und biologische Systeme, die unter dem Einfluss von Witterung, Organismen und Vegetation und unter der Hand des Menschen ständigen Veränderungen unterworfen sind. Böden weisen demnach keine einheitlichen Eigenschaften auf, sondern bilden ein Mosaik aus verschiedenen Formen, in denen sich die Kombinationsmöglichkeiten der sie konstituierenden Faktoren und Prozesse widerspiegeln.

An der Schnittstelle zwischen Atmosphäre/ Biosphäre, Lithosphäre und Hydrosphäre „ist der Boden mit seinen speziellen Wasser- und Stoffkreisläufen und als prägendes Element der Natur und der Landschaft eine der natürlichen und unverzichtbaren Lebensgrundlagen für Menschen, Tiere und Pflanzen“ (NMELF 1990). Die Bodenvielfalt trägt maßgeblich zur Diversität terrestrischer Ökosysteme und ihrer Lebensgemeinschaften sowie zur Prägung von Landschaften bei (WBGU 1994). Diese Zusammenhänge sind gerade unter den verhältnismäßig wenig anthropogen überformten Standortbedingungen an der Unteren Mittelstufe gut nachzuvollziehen (vgl. auch Kapitel 2).

Die Leistungsfähigkeit des Bodens im Naturhaushalt kann durch Bodenfunktionen beschrieben werden (vgl. auch § 2 BBodSchG):

- Boden ist Lebensraum und -grundlage für Menschen, Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen (Lebensraumfunktion),
- Regelgröße im Stoffhaushalt der Natur (Regelungsfunktionen),
- Produktionsfaktor für Biomasse, Nahrungsmittel und nachwachsende Rohstoffe (Produktionsfunktion) und
- als Archiv der natürlichen und menschlichen Entwicklung ein Kulturgut (Archiv- oder Informationsfunktion).

Eine besondere Bedeutung kommt dem Boden hinsichtlich seiner Funktionen als Schutzdecke und Reservoir für die Grundwasservorräte zu.

Der Funktionsvielfalt entspricht eine Vielfalt unterschiedlicher Böden. Nicht alle Böden können alle Funktionen gleich gut erfüllen. Die Vielfalt der Böden kann durch Systematisierung und Klassifizierung planerisch handhabbar gemacht werden.

Bodentypen werden nach charakteristischen Horizonten oder Horizontfolgen unterschieden. Sie haben sich in Abhängigkeit von Klima, Relief, Ausgangsgestein und Nutzung mit unterschiedlichen Merkmalen und Eigenschaften entwickelt. Böden, die den gleichen Entwicklungszustand aufweisen, der durch eine bestimmte Horizontkombination ausgedrückt wird, bilden einen Bodentyp. Die Bodenbildung mit der Ausprägung unterschiedlicher Horizontmerkmale hat im Wesentlichen seit der letzten Eiszeit stattgefunden und ist ein fortlaufender Prozess. Besonders augenfällig ist das in Auenökosystemen, wo durch Abtrag und Sedimentation von Feinmaterial ständig neue Ausgangsbedingungen der Pedogenese geschaf-

fen werden. Die Bodenentwicklung kann durch vielfältige anthropogene Tätigkeiten (z. B. Entwässerung, Stoffeinbringung) beeinflusst werden. Da sich Veränderungen im Boden relativ langsam vollziehen, sind sie meist erst erkennbar, wenn Bodenfunktionen nachhaltig gestört oder irreversibel geschädigt sind und ggf. andere Schutzgüter beeinträchtigt werden (vgl. auch ERDMANN & MÜLLER 2000).

Bodenformen sind eine weitere Differenzierung der Bodentypen anhand des Ausgangsmaterials der Bodenbildung (Verknüpfung einer bodensystematischen mit einer substratsystematischen Einheit; AG BODEN 1994).

Beide Klassifizierungssysteme haben Vor- und Nachteile und müssen daher immer zielgerichtet eingesetzt werden. So eignen sich Bodentypen z. B. gut zur überblickartigen pedologischen Charakterisierung eines Untersuchungsraumes, Bodenformen können hingegen häufig bessere Hinweise auf die Landschaftsgeschichte und Bodenfunktionen geben.

Böden als offene Systeme

Böden sind Struktur- und Funktionselemente terrestrischer Ökosysteme. Sie tauschen über ihre Grenzen hinweg mit der Umwelt Stoffe, Energie und genetische Informationen aus. Daher sind sie prinzipiell für alle Formen externer Eingriffe bzw. Belastungen offen. Beispiele hierfür sind Änderungen des Klimas, die sich im Strahlungshaushalt, im Niederschlags- und Temperaturregime und/ oder in der chemischen Zusammensetzung der Atmosphäre wieder spiegeln; Änderungen der Landnutzung durch Bewirtschaftungswandel, Meliorationen, Stoffeinbringung und -entzug, Nutzungsintensivierungen und Versiegelungen oder auch die Einbringung genetisch veränderter Organismen, z. B. durch genetisch manipuliertes Saatgut.

Wie schnell, wie stark und in welcher Art ein Boden auf externe Einflüsse reagiert hängt, von seinen spezifischen Eigenschaften und Vorbelastungen ab. Kurzzeitige Schwankungen von Rahmenbedingungen (z. B. Säureeintrag) können häufig durch systeminterne Kompensations- und Regenerationsmöglichkeiten ausgeglichen werden (z. B. Säurepufferung), ohne das System (als Fließgleichgewicht) zu gefährden. Bei langfristig geänderten Rahmenbedingungen werden sich jedoch neue Fließgleichgewichte einstellen. In einem offenen System bedeutet das auch geänderte Rahmenbedingungen für an den Boden angeschlossene Systeme. Im genannten Beispiel wird ein Boden nach und nach tiefgründig seine Pufferkapazitäten aufbrauchen und „versauern“, was bis zu einer Zerstörung von Tonmineralen führen kann. Bodenorganismen (z. B. Verlust von Regenwurmpopulationen) und Vegetation (z. B. Verlust von Basenzeigern) werden darauf ebenso reagieren, wie z. B. angeschlossene Grundwassersysteme (z. B. Grundwasserbelastung mit Schwermetallen). Neben einer mehr oder weniger schnellen Veränderung des Ökosystems Boden ist auch seine vollständige oder teilweise Zerstörung denkbar (z. B. durch Erosion) oder doch ein Verlust fast aller seiner Funktionen (z. B. bei Überbauung).

Aufgrund der zentralen Stellung von Böden im Naturhaushalt, ihrer komplexen Vernetzung mit weiteren Ökosystembereichen sowie ihrer extrem langen Entwicklungsgeschichte und somit auch zu vermutenden Regenerationsdauer (die notwendigen Zeiträume zur Bodenentwicklung liegen in der Größenordnung von Jahrtausenden und entsprechen damit nicht

dem Zeithorizont menschlicher Kulturgeschichte oder gar dem Erfahrungshorizont einer Generation), müssen im Umgang mit Böden grundsätzlich die Prinzipien der Vorsorge und Minimierung greifen. Das gilt für alle Bodennutzungen.

Zuordnung von Untersuchungsgegenständen des Forschungsvorhabens zu Bodenfunktionen

Für eine differenzierte Darstellung des Bodenpotenzials können die o.g. Bodenfunktionen weiter untergliedert werden. Hierbei kann zwischen besonderen Werten von Böden und Beeinträchtigungsrisiken von Böden bzw. von Bodenfunktionen unterschieden werden. Viele der Beeinträchtigungsrisiken wirken gleichzeitig auf mehrere Bodenfunktionen. Bei gleichen Belastungen kann es jedoch z. T. zu unterschiedlichen Beeinträchtigungsintensitäten der Bodenfunktionen kommen. So wirkt sich eine Oberbodenerosion unterschiedlich stark auf die Produktions-, Lebensraum- oder Filterfunktion eines Bodens aus. Nachfolgend wird eine Übersicht über die bearbeiteten Themen zu den Bodenfunktionen gegeben, wie sie im § 2 Abs. 2 BBodSchG aufgeführt werden (Tab. 5-1).

Tab. 5-1 Bodenfunktionen und Untersuchungsgegenstände des Forschungsvorhabens

Untersuchungsgegenstände des Forschungsvorhabens	Ziele des Bodenschutzes	zugeordnete/ betroffene Bodenfunktionen ¹⁾
BESONDERE WERTE VON BÖDEN / BESONDERE BODENFUNKTIONEN		
Seltene Böden (regionaltypische Böden mit geringer Verbreitung)	Erhaltung der Pedo- und Geodiversität	Archivfunktion
Naturnahe Böden (Böden mit geringen Beeinträchtigungen)	Erhaltung von anthropogen weitgehend unbeeinflussten Böden, Referenzstandorte	Archivfunktion
Biotopentwicklungspotenzial (Böden mit besonderen Standorteigenschaften)	Erhaltung und Entwicklung von Böden mit extremen Eigenschaften (insbes. Wasser- und Nährstoffangebot)	Lebensraumfunktion
Böden mit hohem natürlichen Ertragspotenzial (besondere Bodenfruchtbarkeit)	Erhaltung von Böden mit hoher natürlicher Ertragsfähigkeit als Produktionsgrundlage für die Landwirtschaft bei (potenziell) geringem Fremdmiteleinsatz	Produktionsfunktion
BEEINTRÄCHTIGUNGSRISIKEN VON BÖDEN / VON BODENFUNKTIONEN ²⁾		
Erosionsgefährdung durch Wind und Wasser	Schutz von erosions- und verschlammungsgefährdeten Böden, Erhaltung der Bodensubstanz	Produktionsfunktion, Filter-, Puffer-, Transformationsfunktion, Lebensraumfunktion
Verdichtungsgefährdung	Schutz von verdichtungsgefährdeten Böden, Erhaltung der Bodenstruktur	Produktionsfunktion, Filter-, Puffer-, Transformationsfunktion, Lebensraumfunktion
Zersetzungs- und Sackungsgefährdung organischer Böden	Schutz vor der Zersetzung organischer Böden, Erhaltung der Bodensubstanz, Erhaltung der Wasseraufnahmekapazität der Böden als Regulator für den Landschaftswasserhaushalt, Erhaltung und Entwicklung der Funktion als Stoffsenke	Lebensraumfunktion; Archivfunktion, Filter-, Puffer-, Transformationsfunktion

Untersuchungsgegenstände des Forschungsvorhabens	Ziele des Bodenschutzes	zugeordnete/ betroffene Bodenfunktionen ¹⁾
Gefährdungen durch Schwermetalleinträge (sorbierte Stoffe)	Schutz der Böden vor Einträgen mit geringen Puffereigenschaften, Erhaltung von Böden mit hohen Puffereigenschaften gegenüber Schwermetallen	Filter-, Puffer-, Transformationsfunktion, Lebensraumfunktion, Produktionsfunktion
Gefährdungen durch Einträge organischer Schadstoffe (sorbierte Stoffe)	Schutz der Böden mit geringen Puffereigenschaften, Erhaltung von Böden mit hoher Bindungsstärke für organische Schadstoffe	Filter-, Puffer-, Transformationsfunktion, Lebensraumfunktion, Produktionsfunktion
Anmerkungen: ¹⁾ Nach § 2 Abs. 2 BBodSchG werden die Bodenfunktionen „Natürliche Funktionen“, „Funktionen als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte“ sowie „Nutzungsfunktionen“ unterschieden und weiter differenziert. ²⁾ Als zentrale Elemente im Naturhaushalt übernehmen Böden auch wichtige Grundwasserschutz- und -erneuerungsfunktionen. Sie werden im Kapitel „Grundwasser“ behandelt. Zu berücksichtigen sind die vielfältigen Abhängigkeiten zwischen Boden- und Grundwasserschutz: Eine hohe Bindungsstärke von Böden für Schwermetalle kann bei entsprechenden Stoffeinträgen langfristig zur Gefährdung verschiedener Bodenfunktionen führen, bei deren Ausfall wiederum das Grundwasser gefährdet werden kann. Eine Reduzierung der Boden- und Grundwasserschutzproblematik auf monokausale Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge muss daher vermieden werden.		

Im Weiteren erfolgt die Gliederung anhand der „Untersuchungsgegenstände“ des Forschungsvorhabens (Spalte 1 der Tabelle). Es wird jedoch immer wieder der Bezug zu den Bodenfunktionen hergestellt.

5.1.1 Böden und ihre Verteilung im Untersuchungsgebiet bzw. in den Auswahlbetrieben

Im Untersuchungsgebiet werden insgesamt 75 verschiedene Kartiereinheiten (BÜK 50) ausgewiesen, die sich zu 22 Bodentypen zusammenfassen lassen (vgl. Karte 3 und Abb. 5-1). Aus bodenkundlich-geologischer Sicht lässt sich das Untersuchungsgebiet grob anhand von drei Bodenregionen charakterisieren:

Im nordwestlichen Randbereich ragt das **Küstenholozän** mit den brackischen (Organomarsch) oder - großflächiger ausgeprägt - mit den perimarin (Flussmarsch) Sedimenten der Küstenmarschen in das Untersuchungsgebiet herein. Bereits mit dem Beginn der Deichbauten im 12. Jahrhundert, spätestens aber mit der Errichtung des Wehres in Geesthacht wurden die relevanten pedogenetischen Faktoren für diesen Boden (Tideeinfluss) unterbunden. Eine intensive Entwässerung hat für weitere entscheidende Standortveränderungen gesorgt. Kleinflächig sind im diesem Bereich Tiefumbruchsböden eingestreut, die eine bessere landwirtschaftlich Nutzung ermöglichen sollen.

Im Westen schneidet das Untersuchungsgebiet die Geestplatten. Sie bilden mit einer in weiten Abschnitten markanten Reliefstufe den Übergang zu den Talsandniederungen und dem Elbe-Urstromtal bzw. den holozänen Flusslandschaften. Geestplatten und Talsandniederungen lassen sich der Bodenregion der **Geest** zuordnen.

Die Geestinseln, wie z. B. der Hühbeck stellen Reste der Geestplatten dar, die von der Ur-Elbe umspült wurden. Dominante Bodentypen der Geestplatten sind Podsole und Brauner-

den sowie ihre Übergangstypen. Die Talsandniederungen werden hingegen großflächig durch Gleye geprägt, z. T. mit Niedermoorauflagen in den sandigen grundwassernahen Niederungen. Typisch ist die Ausprägung eines Niedermoorgürtels an den Randsenken des Urstromtales. Die z. T. großflächig ausgeprägten Dünenzüge werden durch Initialstadien der Bodenbildung charakterisiert (Podsol-Ranker auf Dünensanden im Carrenziner Forst). Es handelt sich um grundwasserferne mittel bis stark trockene, basenarme und ertragsschwache Standorte, die in der Regel nicht für eine landwirtschaftliche Nutzung geeignet sind.

Den Hauptteil des Untersuchungsgebietes nehmen jedoch **Flusslandschaften** mit den Auen und Niederterrassen ein. Im Bereich der holozänen Talsedimente werden sie durch Auenböden mit stark schwankendem Grundwasserstand, Pseudogleye und Gleye geprägt. Immer wieder kleinflächig eingelagert (und überwiegend durch die BÜK 50 nicht erfasst) finden sich sandige Niederungen, auf denen sich im grundwassernahen Bereich Gleye, sonst vielfach Podsole ausgebildet haben. Auf den lokal zu findenden, älteren weichselzeitlichen Flussablagerungen aus Hochflutlehm haben sich Gley-Braunerden gebildet. Niedermoor torfe sind in den Auen nur ausnahmsweise zu finden.

Insgesamt ist im Untersuchungsraum mit 68 % eine Dominanz der grund- und/ oder überflutungswasserbeeinflussten Bodentypen festzustellen. Eine Tabelle im Anhang gibt einen vollständigen Überblick über die Standorteinheiten der BÜK 50 im Untersuchungsgebiet.

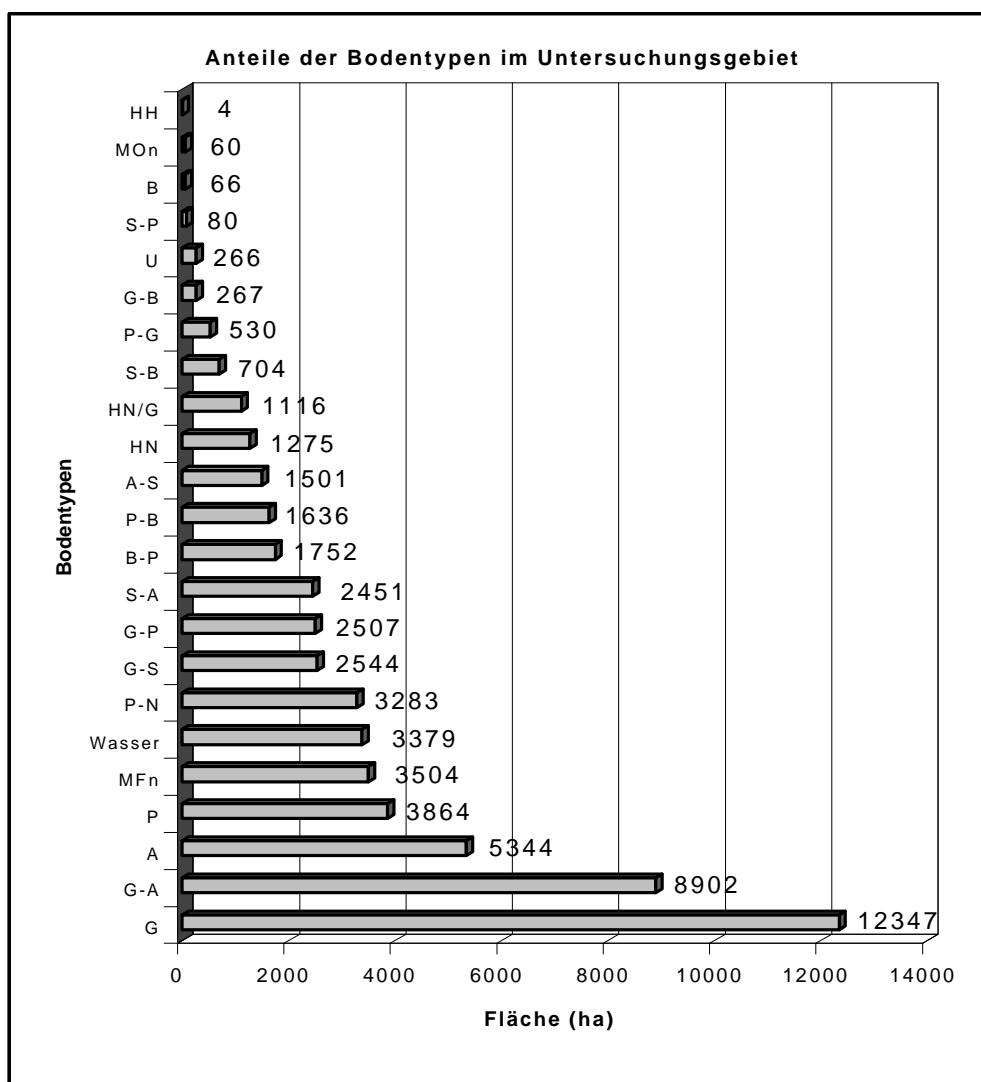


Abb. 5-1 Flächenanteile der Bodentypen im Untersuchungsgebiet (Datenbasis BÜK 50).
Bezeichnung der Hauptbodentypen: G Gley, A Auenboden, P Podsol, MF Flussmarsch, N Ranker, S Pseudogley, B Braunerde, HN Niedermoor, U Tiefumbruchboden, MO Organomarsch, HH Hochmoor

Kartographische Datengrundlagen zur Charakterisierung der **Böden im Maßstab 1:5.000** liegen für ca. 16 % des Gesamtgebietes vor. Sie konzentrieren sich auf die höher produktiven Flächen und schließen alle forstlichen Standorte aus (Bodenschätzung). Hinsichtlich der Anteile der Bodentypen zeichnet sich ein wesentlich differenzierteres Bild: Insgesamt werden für nur rund 9000 ha kartierte Fläche 42 verschiedene Bodentypen verzeichnet. Auch hier dominieren mit den Gleyen grundwasserbeeinflusste Böden (ca. 40 %), gefolgt von Pseudogleyen. Auenböden spielen mit insgesamt 17 % der kartierten Fläche eine geringere Rolle als bei der Betrachtung des Gesamtgebietes. Vergleichsweise unproduktive Podsole und Ranker sind auf den landwirtschaftlichen Flächen nur in geringem Umfang anzutreffen.

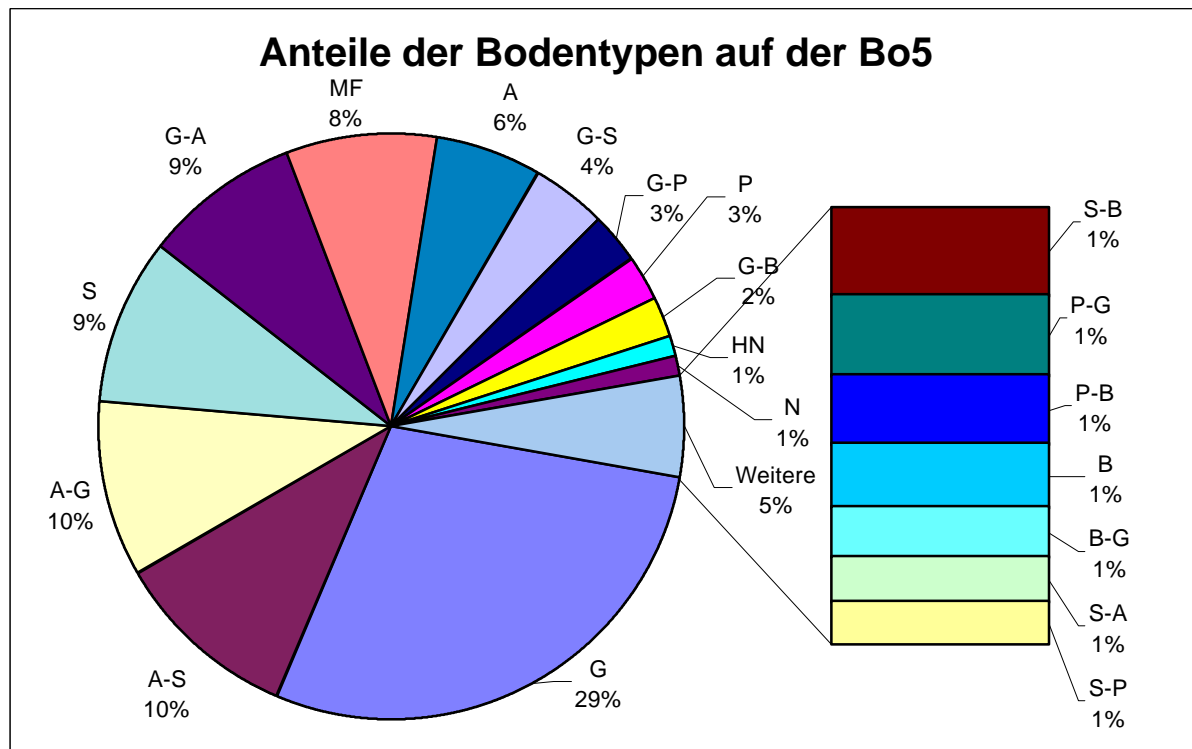


Abb. 5-2 Flächenanteile der Bodentypen auf Basis der Bodenschätzung (1:5.000)
(hinzukommen 22 weitere Bodentypen mit Flächenanteilen von weniger als 1 %)

Eine **systematische Ausdifferenzierung** der flächendeckend vorliegenden Kartiereinheiten der BÜK 50 mit Hilfe der Bodenschätzung bzw. der Bodenkarte 1:5.000 (Bo 5) ist aufgrund der nicht repräsentativen Flächenverteilung der Bo 5 sowie ihres geringen Flächenanteils von nur knapp 16 % nicht möglich. Eine vergleichende Gegenüberstellung der Kartiereinheiten kann jedoch die Standortvielfalt verdeutlichen (vgl. Abbildungen im Anhang). So wird z. B. deutlich, dass die Kartiereinheit A44 (Tiefer Auenboden) der BÜK 50 durch die Bodenkarte 1:5.000 überwiegend als Auen-Gley und Gley eingeschätzt wird, ergänzt um Anteile des Auen-Pseudogleys und der Flussmarsch. Subtypen des Auenbodens sind hingegen mit weniger als 10 % nur sehr gering vertreten.

Da im Hinblick auf eine umweltverträgliche landwirtschaftliche Nutzung die Klassifikation von Böden jedoch wenig entscheidend ist, sollen die wichtigen Standortfaktoren Bodenart und Entstehung näher beleuchtet werden. Tab. 5-2 stellt die Aussagen von BÜK 50 und Bo 5 für die Kartiereinheit A44 gegenüber. Alle Klassenzeichen haben das Entstehungszeichen „Al“ und deuten somit auf fluviatile Ablagerungen hin. Die Schätzungszeichen für Acker und Grünland decken sich von ihrem Aussagegehalt weitgehend mit dem bodenartigen Profiltyp des Auenbodens. Dementsprechend weichen auch die NIBIS-Auswertungen für die stark bodenartbestimmten Beeinträchtigungsrisiken „Winderosion“ und „Nitratauswaschung“ nur geringfügig von einander ab (vgl. die Säulendiagramme im Anhang).

Tab. 5-2 Vergleich der Bodenart und der Geologie einer Einheit der BÜK 50 und zugeordneten Einheiten der Bo 5

	BÜK 50 A44 (Tiefer Auenboden)	Bo 5 zugeordnete dominante Kartiereinheiten
Bodenartlicher Profiltyp bzw. Klassenzeichen	Ut/Tu_G (toniger Schluff // schluffiger Ton _ Kies)	sL3, L4, LT4, LII, SL3, sL4, IS4 (sandiger Lehm, Lehm, schwerer Lehm, stark lehmiger Sand, lehmiger Sand)
Geologischer Profiltyp bzw. Entstehung	Lf_f (Auenlehm _ fluviatile Ablagerungen)	AI (Alluviale Bildungen)
<u>Erläuterungen:</u> // Schichtwechsel zwischen 4 und < 8 dm u. GOF _ Schichtwechsel zwischen 13 und < 20 dm u. GOF		

5.1.2 Besondere Werte von Böden

5.1.2.1 Seltene Böden

Die Vielfalt verschiedener Böden in einem Landschaftsausschnitt ist ein wichtiger Faktor für die Geo- und Biodiversität. Gleichzeitig dokumentieren Böden mit geringem Flächenvorkommen in einem besonderen Maße die Vielgestaltigkeit natürlicher Prozesse und haben somit eine Bedeutung als Archiv der Naturgeschichte. Im Allgemeinen wird Seltenheit als ein quantitatives Kriterium angewendet (seltene Böden = Böden mit geringer Verbreitung), das jedoch immer in Abhängigkeit der Betrachtungsgegenstände (wird die Seltenheit von Leitbodenassoziationen, Bodentypen oder Bodenformen bewertet) und des Bezugsraumes (Bundes-, Landesebene, Untersuchungsgebiet) zu interpretieren ist. Die Einführung in das Untersuchungsgebiet hat bereits gezeigt, dass Einheiten der Geest (Bodengroßlandschaft „Geestplatten und Endmoränen“) nur marginal vertreten sind, obwohl sie niedersachsenweit mit 41,1 % dominieren (NLF 1997a). Das seltene Vorkommen von Böden der Geest ist in diesem Fall ausschließlich durch die Abgrenzung des Plangebietes bedingt, das sich naturräumlich weitgehend auf die Flusslandschaften beschränkt.

Um Einstufungsprobleme, die sich auf Ebene des Untersuchungsgebietes ergeben können zu umgehen, empfiehlt es sich daher, weitere Betrachtungsebenen hinzuzuziehen. Einen Überblick über den flächenmäßigen Anteil der wichtigsten Bodengroßlandschaften von Niedersachsen zeigt die in Abb. 5-3 dargestellte statistische Auswertung des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung. Niedersachsenweite Angaben zur Häufigkeit von Bodentypen oder Bodenformen liegen nicht vor.

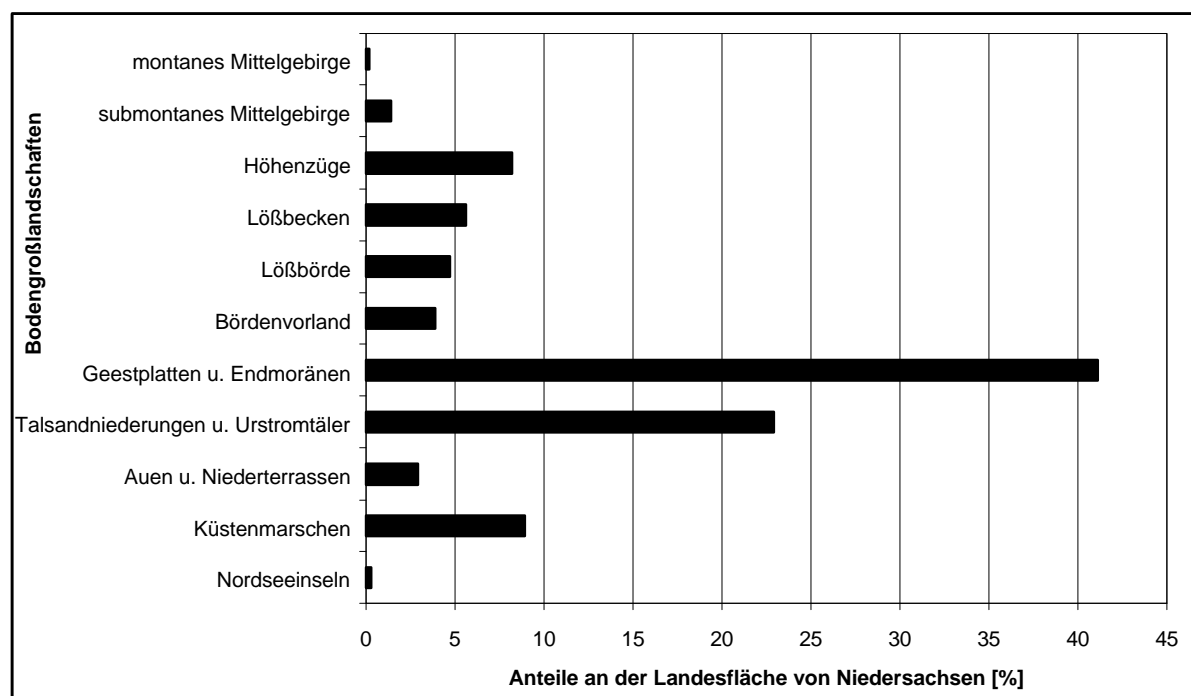


Abb. 5-3 Flächenanteile der Bodengroßlandschaften von Niedersachsen (NLfB 1997a)

Auf Bundesebene kann die flächendeckend vorliegende Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 hinsichtlich der dort verzeichneten Leitbodenassoziationen ausgewertet werden (BÜK 1000, BGR 1995). Zu berücksichtigen ist, dass Leitbodenassoziationen als Vergesellschaftung von Leitbodentypen eine wesentlich höhere bodensystematische Aggregierungsstufe darstellen als Bodentypen, wie sie in der BÜK 50 ausgewiesen werden.

Tab. 5-3 Übersicht über die Flächenanteile von Leitbodenassoziationen (Lba) im Untersuchungsgebiet und in der Bundesrepublik Deutschland auf Basis der BÜK 1000 (BGR 1995)

Lba	Bezeichnung	Flächenanteile im Untersuchungsgebiet [%]	Flächenanteile in der Bundesrepublik [%]
6	Niedermoorboden	3,04	3,71
8	Auenboden/ Gley (lehmig bis tonige Auensedimente)	66,42	3,35
11	Auenboden/ Gley (sandige bis tonige Flusssedimente im kleinfl. Wechsel)	0,08	1,97
17	Podsol/ Braunerde-Podsol/ Gley-Podsol (sandige Flussablagerungen)	15,12	4,10
28	Podsolisierte Pseudogley-Braunerde/ Pseudogley-Fahlerde (Geschiebedecksand über Geschiebelehm)	2,58	1,95
31	Braunerde-Podsol/ Podsol-Braunerde (trockene nährstoffarme Sande)	3,62	4,36
33	Eisenhumus-Podsol/ Podsol-Braunerde (trockene nährstoffarme Sande)	2,15	1,83

Lba	Bezeichnung	Flächenanteile im Untersuchungs- gebiet [%]	Flächenanteile in der Bundesre- publik [%]
34	Regosol/ Lockersyrosem (trockene nährstoffarme Sande)	6,98	0,15
<p><u>Anmerkungen und Bewertung der Seltenheit auf Bundesebene:</u></p> <p>In der BÜK 1000 werden bundesweit 72 Leitbodenassoziationen (Lba) ausgewiesen mit Flächenanteilen von maximal 7,45 % und minimal 0,04 %; der durchschnittliche Flächenanteil liegt bei 1,39 % der Landesfläche.</p> <p>Bei einem (willkürlich gesetzten) Schwellenwert von 0,25 % Flächenanteil werden bundesweit 11 Leitbodenassoziationen als selten eingestuft. Davon tritt im Untersuchungsgebiet nur die Leitbodenassoziation 34 im Carrenziner Forst auf. Im Untersuchungsgebiet nimmt sie mit knapp 7 % vergleichsweise hohe Flächenanteile ein.</p>			

Aus bundesweiter Sicht sind die Regosole/ Lockersyroseme auf trockenen nährstoffarmen Sanden im Carrenziner Forst mit nur 0,15 % Flächenanteil als seltene Leitbodenassoziation einzustufen. Sie wird in der BÜK 50 insbesondere durch stark trockene, äußerst nährstoffarme Podsol-Ranker auf Dünensanden charakterisiert.

Über 80 % der Leitbodenassoziationen im Untersuchungsgebiet gehören der Bodenregion 2 „Überregionale Flusslandschaften“ an, die Bodengesellschaften der breiten Flusstäler (einschließlich der angrenzenden Flugsandgebiete), Terrassenflächen und Niederungen umfasst. Nur 15 % der Leitbodenassoziationen sind den randlich angrenzenden Geestplatten zuzurechnen (Bodenregion 4 „Altmoränenlandschaften“), mit Bodentypen des wellig-hügeligen Flachlandes und der Hügelländer. Niedermoorböden, auf dieser Betrachtungsebene jedoch stark mit anderen Böden vergesellschaftet, nehmen im Untersuchungsgebiet nach der BÜK 1000 immerhin 3,04 % ein und entsprechen damit fast dem Bundesdurchschnitt von 3,71 %.

Zur Ermittlung der seltenen Böden im Untersuchungsgebiet wurde aufgrund der mangelnden statistischen Auswertungen auf Landesebene ein kombinierter Ansatz (statistische Auswertung der BÜK 50 im Untersuchungsgebiet und ergänzende Kriterien) verwendet. Auf diese Weise konnten in Rücksprache mit dem Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung (BOESS 1999, mündl.) „Suchräume für seltene Böden“ eingegrenzt werden. Eine ausführliche Beschreibung des Vorgehens findet sich im Anhang zu diesem Kapitel.

Tab. 5-4 „Suchräume“ für seltene Böden im niedersächsischen Elbetal (Datenbasis BÜK 50)

Ifd. Nr.	NRKART ¹⁾	Bodentyp	Bodenartlicher Profiltyp	Geologischer Profiltyp	Mittlerer GW-Hoch-/Tiefstand [dm u.F.]	BKF ²⁾	Lagebezeichnung	Beschreibung, Nutzung
1	46	MON34	Tu=Hn_S	br=Hn_f	1/6	9	bei Vogelsang am Radengraben	stark mit organischen Substanzen angereicherte Organomarsch des ehemaligen Tideeinflussbereiches aus brackischen Sedimenten, überwiegend intensiv genutztes Grünland und Acker
2	85	MFn51	Tu_S	pm_f	6/16	6	Achterholz, Staatsforst Bleckede	½ Eichenmischwald der Flußauen, ½ Laubforst, wenig Feucht- und Nassgrünland
3	94	G-A33	SI//G	Lf//f	6/16	5/3	beim Achterholz	½ Eichenmischwald der Flußauen, ½ Laubforst
4	958	HN43	Hn=S	Hn=f	3/10	8	südlich Garze	Niedermoor im Geestrandbereich, Reststrukturen der Marschhufenlandschaft mit Intensivgrünland, Baum-/ Heckenreihen
5	1551	HN34	Hn//F	Hn//l	3/10	10/9	bei Neu Garge	vermoorter Elbe-Altarm, binnendeichs, Seggen-/ Binsen-/ Hochstaudensumpf
6	90	S-A35	Ut//Tu	Lf	10/>20	6/5	südwestl. von Neuhaus	Eichenmischwald der Flussaue, kleinflächig Laubforste
7	958	HN43	Hn=S	Hn=f	3/10	8	bei Sückau	Niedermoor im Rönitz-Sude-Zusammenfluss, Seggen-/ Binsen-/ Hochstaudensumpf, Erlenbruchwald
8	1691	P-N52	S	d	>20/>20	1	Stixer Wanderdüne	Dünenrücken des Carrenziner Forstes, mit offenem bewegten Boden, Sandmagerrasen, Kiefernwäldern (Ausschnitt aus einem größeren Standort)
9	1461	HN/G34	Hn/S	Hn/f	1/6	8	Laaver Moor	Birken- und Kiefernbruchwald entwässert, mit Inseln von Hoch- bzw. Übergangsmoor, Grünland
10	927	HN33	Hn//S	Hn//f	3/10	8	bei Havekenburg	Erlenbruchwald
11	926	HN33	Hn//S	Hn//f	3/10	8	westl. von Tripkau	½ Feucht- und Nassgrünland, ½ Erlenbruchwald
12	1549	P-N52	S	d	>20/>20	1	am Strachauer Rad	Dünen der Elbtalaue, Eichenmischwald
13	141	G42	Tu=Ls_G	Lf_f	3/10	7	Penkefitzer See	Elbe-Altarm, binnendeichs, teilweise Wald, sonst mesophiles Grünland oder Seggen-/ Binsengewässer, Uferstaudenfluren, Feuchtgebüsch
14	957	HN43	Hn=S	Hn=f	3/10	8	südl. von Laasche (Seegeniederung)	vermoorte Randbereiche der Seegeniederung, Niederterrasse der Elbe, überwiegend Feucht- u. Nassgrünland, wenig Erlenbruchwald und Röhricht
15	645	HH33	Hh//S	Hh//gf	>20/>20	8	im Gartower Forst	kleines Hochmoor im Wald, einziger Standort im Gebiet
16	927	HN33	Hn//S	Hn//f	3/10	8	im Gartower Forst	1/3 Röhricht, 2/3 Erlenbruchwald

¹⁾ NRKART = eindeutige Kartiervummer der Generallegende, ²⁾ BKF = Bodenkundliche Feuchtestufe; weitere Erläuterungen im Anhang

Insgesamt wurden 16 vergleichsweise naturnahe bzw. extensiv genutzte Standorte ausgewiesen, darunter allein 8 Niedermoorflächen und ein Hochmoor. In den meisten Fällen deuten die Angaben für die Bodenkundliche Feuchtestufe (BKF) und den Grundwasserstand auf extreme Standortverhältnisse hin (Tab. 5-4). In einigen Fällen sind für den Unterlauf naturnaher Flussökosysteme typische morphologische Erscheinungen wichtiges Auswahlkriterium gewesen (z. B. die Einheiten 5, 13 oder 14) oder die Ergebnisse der überregionalen Analyse (Einheiten 8 und 12). Bei den ausgewählten Auenböden (Einheiten 3 und 6) handelt es sich um relativ weit verbreitete durchschnittliche Standorte, die jedoch im Gebiet nur sehr kleine Flächenanteile einnehmen und als besonders repräsentativ für die Auenlandschaft gelten können. Organo- und Flussmarsch können für den Raum als Besonderheiten gelten, da die ehemals pedogenetisch relevanten Faktoren durch Deich- und Wehrbauten außer Kraft gesetzt worden sind. Die Organomarsch ist zudem durch extrem hohe organische Anteile gekennzeichnet, carbonatfrei und natürlicherweise stark sauer. Die Flussmarsch ist mit einer Sedimentschicht >13 dm sehr tief ausgeprägt und in den oberen Horizonten meist stark humos (vgl. MÜLLER et al. 1984).

Seltene Böden sind gegenüber anthropogenen Einflüssen bei standortangepasster Nutzung verhältnismäßig unempfindlich. Gefährdungen der wertgebenden Eigenschaften bestehen jedoch bei Bodenabbau (Totalverlust), Versiegelung oder größeren meliorativen Eingriffen wie Entwässerung, Tiefumbruch/ Tiefpflügen. Niedermoorstandorte bilden hier eine Ausnahme: Sie können im Allgemeinen nicht oder nur äußerst extensiv landwirtschaftlich genutzt werden, wenn ein dauerhafter Erhalt der organischen Bodensubstanz angestrebt wird.

Da die Ermittlung seltener Böden wie oben diskutiert, eine mindestens das Untersuchungsgebiet deckende Betrachtungsweise erfordert, kann eine weitere Differenzierung anhand der Bodenschätzung (1:5.000) nicht erfolgen. Sie liegt in für das Forschungsvorhaben aufbereiteter Form nur für 7 Betriebsflächen mit einem Flächenanteil von knapp 16 % der Gesamtfläche vor.

5.1.2.2 Naturnahe Böden

Naturnahe Böden, d. h. Böden mit geringen anthropogenen Standortveränderungen, sind ein wertvolles Archiv der Naturgeschichte und in einer mehr oder weniger ganzflächig intensiv genutzten Landschaft äußerst seltene und kleinflächige Erscheinungen geworden. Naturnahe Böden können als wichtige Referenzobjekte einer nicht oder wenig beeinflussten Bodenentwicklung herangezogen werden und somit Rückschlüsse auf zukünftige Entwicklungen zulassen (z. B. bei einer großflächigen Aufgabe land- und forstwirtschaftlich genutzter Bereiche).

Im Rahmen des Forschungsvorhabens werden zwei unterschiedliche Ansätze zur Ermittlung „naturnaher Böden“ herangezogen. Sie werden jeweils vor dem Hintergrund ihrer Ergebnisse und der zur Verfügung stehenden Datengrundlagen diskutiert.

Zunächst soll das **Konzept der Hemerobie** vorgestellt werden. Das Hemerobiekonzept ist im Gegensatz zum Naturnähekonzept ein aktualistisch ausgerichteter Ansatz zur Beschrei-

bung des menschlichen Einflusses auf Ökosysteme. Hemerobie ist ein Maß für den menschlichen Kultureinfluss auf Ökosysteme, wobei die Einschätzung des Hemerobiegrades nach dem Ausmaß der Wirkung derjenigen anthropogenen Einflüsse vorgenommen wird, die der Entwicklung des Systems zu einem Endzustand entgegenstehen. Ahemerobe Vegetation (d. h. nicht kulturbeeinflusste Vegetation) kann also auch im Zuge der Sukzession einer anthropogenen Pflanzengesellschaft zu einer natürlichen Schlussgesellschaft auf irreversibel veränderten Standorten entstehen (KOWARIK 1988).

Dieses Konzept kann prinzipiell auch auf Böden übertragen werden (SUKOPP & ZERBE 1998). Zur Ermittlung des Hemerobiegrades von Standorten kann einerseits direkt auf Bodenparameter zurückgegriffen werden (BLUME & SUKOPP 1976; NEIDHARDT & V. BISCHOPINCK 1994) oder es kann (mit Einschränkungen) der aktuelle Vegetationsbestand als Indikator herangezogen werden.

Eine langjährige, nicht oder kaum reversible Beeinträchtigung eines Bodens kann über bestimmte bodenchemische, -physikalische und -biologische Parameter beschrieben werden. Geeignete Parameter sind nach BLUME & SUKOPP (1976)

- der Humusgehalt [C_{org}],
- der pH-Wert,
- der Nährstoffgehalt [Kationenaustauschkapazität, KAKWe] und
- der Schwermetallgehalt

von Böden bzw. Bodenhorizonten. Diese Parameter werden von NEIDHART & V. BISCHOPINCK (1994) ergänzt um

- die mikrobielle Biomasse [C_{mic} bzw. C_{mic}/C_{org}],
- das Porenvolumen und
- die Lagerungsdichte.

Darüber hinaus spielt der Faktor der Reversibilität von Bodenveränderungen eine große Rolle bei der Einstufung der Hemerobie von Böden. Je höher die Reversibilität eines Eingriffs/ einer Nutzung, desto geringer verändernd ist die Beeinträchtigung zu bewerten (BLUME & SUKOPP 1976).

Anhand der BÜK 50 lassen sich auf Basis der oben genannten Parameter keine Aussagen zur Hemerobie verschiedener Kartiereinheiten treffen, da nicht alle Parameter in der notwendigen Differenziertheit in der Generallegende aufgeführt werden und das Kartenwerk insgesamt zu stark aggregiert ist.

Es wird daher - unter Verwendung von Einstufungen von BLUME & SUKOPP (1976), modifiziert von NEIDHARDT & V. BISCHOPINCK (1994) - auf die derzeitige Nutzungsverteilung zurückgegriffen, um die Hemerobie von Böden zu beschreiben.

Tab. 5-5 Hemerobiestufen von Böden im Untersuchungsgebiet ¹⁾

Hemerobie-stufe	Nutzungen bzw. Biotoptypen ²⁾	Art u. Intensität anthropogener Einwirkungen	Beeinflussung bodenbildender Prozesse (Beispiele für Böden)	Veränderungen des Standortes u. edaphischer Eigenschaften	Einfluss-grad
ahemerob	Teile des Hochgebirges; ungenutzte wachsende Hochmoore; ungenutzte wachsende Niedermoore	sehr gering über den Luftpfad	nicht vorhanden (Ranker, Syrosem, Rendzina) (Hochmoorböden) (Niedermoorböden)	nicht vorhanden	ohne Einfluss
oligohemerob	schwach durchforstete Wälder aus standorthemischen Arten (WH, WHA, WHB, WW, WE, WA, WB); anwachsende Dünen (DB)	geringe Holzentnahme; Luft- o. Gewässerimmissionen (z. B. Auenüberflutung mit eutrophem Wasser) geleg. Trittbelastung	Streuabbau, Versauerung o. Alkalisierung Störung d. Initialstadien d. Bodenbildung (Ranker)	geringfügige Veränderung des Nährstoffangebotes	weitgehend ohne Einfluss
mesohemerob	verhältnismäßig extensiv bewirtschaftete Forste (WM, WL, WQ, WQT, WC, WU, WV, WK); Heiden, Trocken- u. Magerrasen (HC, RS) Sumpf-, Spülsaum-, Röhrichtvegetation (NP, NS, NU) gering entwässerte ungenutzte Moore (MH, MP, MW)	seltener Kahlschlag; evtl. Streunutzung evtl. Plaggenhieb gelegentl. Beweidung, Tritt	Zersetzung u. Humifizierung; z. T. Podsolierung o. Pseudovergleyung	i. d. R. geringfügige Veränderung des Nährstoff-, des Wasser- o. Sauerstoffangebotes	geringer Einfluss
β-euhermerob	intensiv genutzte Forste (WX, WZ, W*, UW, WJL, WJN); verhältnism. intensiv genutzte Wiesen o. Weiden (GI, G*, GM, GN/GF, GA, GB); verhältnism. extensive Ackernutzung; städt. Grünanlagen (P); Gehölze der Feldflur (BF, BN, BT, HB, HBo, HF, HN)	Düngung, Kalkung, (leichte) Grabenentwässerung, PSM-Einsatz s.o. und stetiger Bodenbruch (starke randliche Beeinträchtigungen)	Zersetzung, Humifizierung u. Aggregation verstärkt; Versauerung Podsolierung, Vergleyung vermindert; flachgründige Turbation; Erosion in verhältnism. geringem Ausmaß	erhöhtes Nährstoffangebot bei pH-veränderter Verfügbarkeit; verändertes Wasser- u. Sauerstoffangebot	mittlerer Einfluss
α-euhermerob	intensiver Ackerbau mit reduzierten Fruchtfolgen u. stark selektierter Wildkrautflora (A, Ab); Sonderkulturen (EO); Kleingärten, Friedhöfe (PK, PF)	ggf. Tiefumbruch, Rigolen; tiefgreifende Entwässerung; intensive Bewässerung Zufuhr organ. Substanz	s. o.; tiefgründige Turbation; ggf. Erosion u. Umlagerung in verstärktem Ausmaß (Trepsole, Rigosole); (Hortisole, Nekrososole)	stark erhöhtes Angebot u. Austrag von Nährstoffen bei verminderter redoxabhängiger Verfügbarkeit; erhöhte Durchwurzelbarkeit d. Unterbodens	starker Einfluss
polyhermerob	Deponien, Aufschüttungen, Abgrabungen (UR, OS, OX, DO);	einmalige Vernichtung d. Biozönose; Bedeckung mit Fremdmaterial	(Teil-) Fossilierung bei Sedimentzufuhr (Reduktosole)	Veränderung aller Standorteigenschaften	sehr starker Einfluss

Hemerobie- stufe	Nutzungen bzw. Biotoptypen ²⁾	Art u. Intensität anthropogener Einwirkungen	Beeinflussung boden- bildender Prozesse (Beispiele für Böden)	Veränderungen des Standortes u. edaphischer Ei- genschaften	Einfluss- grad
	teilversiegelte Flä- chen (O, OD; ODP, OEF)	Biozönose stark dezimiert; Biotop an- haltend stark ver- ändert	Streuabbau u. Bioturba- tion stark vermindert	verminderte Durch- wurzelbarkeit u. Durchlüftung	
meta- hemerob	mehr o. weniger vollständig versie- gelte Flächen (OG)	Biozönose dauerhaft vernichtet	starker Rückgang bio- gener Vorgänge (Zerset- zung, Humifizierung, Bioturbation)	fehlender Wurzel- raum	<i>extreme Überprägung</i>
<u>Anmerkungen:</u> ¹⁾ Quellen: verändert und ergänzt nach BLUME & SUKOPP (1976), STASCH et al. (1991), zit. in NEIDHARDT & V. BISCHOPINCK (1994) ²⁾ Biotoptypen und Hauptcode im Untersuchungsgebiet nach DIERKING (1992).					

Die nachfolgende Tabelle zeigt Böden im Untersuchungsgebiet mit hohen Flächenanteilen an den verschiedenen Hemerobiestufen.

Mit gut 45 % Flächenanteil liegt ein deutlicher Schwerpunkt im β -euhemeroben Bereich; ca. 1/3 der Böden im Untersuchungsgebiet sind sogar nur dem α -euhemeroben Bereich zuzuordnen. Ahemerobe Böden sind im Untersuchungsgebiet nicht mehr vertreten oder im Bereich der hochdynamischen Flussufer nur noch unterhalb der Auflösungsgrenze der BÜK 50 zu finden. Auf knapp 3 % der Fläche kann man davon ausgehen, noch oligohemerobe Böden anzutreffen, darunter ein auffällig hoher Anteil an organischen Böden. Die im Untersuchungsgebiet dominanten Auenböden, Gleye und ihre Übergangstypen sind überwiegend den β - und α -euhemeroben Klasse zuzurechnen; sie werden aufgrund ihrer hohen natürlichen Fruchtbarkeit intensiv landwirtschaftlich genutzt.

Insgesamt ist eine „Übersetzung“ von Biotoptypen in Hemerobiestufen für Böden jedoch als sehr problematisch einzustufen, da Landnutzungen in ihrer Art und Intensität sehr schnell wechseln können, Böden aufgrund ihrer spezifischen Eigenschaften häufig aber erst nach Jahrzehnten auf diesen Nutzungswandel reagieren. Umgekehrt erreichen anthropogen belastete Böden oft erst nach längeren Zeiträumen wieder einen Gleichgewichtszustand nach Beendigung der Einwirkungen (z. B. bei Bodenschadverdichtungen oder ehemals stark aufgedüngten Ackerflächen). Die Berücksichtigung auch kurzfristig reagierender Bodenparameter (vgl. oben) wäre sinnvoller, ist jedoch auch mit einem sehr hohen Erhebungsaufwand verbunden.

Trotz der aufgeführten methodischen Ungenauigkeiten hat der vorgestellte Ansatz den Vorteil, eine verhältnismäßig leicht durchführbare und flächendeckende Bewertung des Hemerobiegrades der Böden zu liefern.

Tab. 5-6 Flächenanteile der Hemerobiestufen von Böden im Untersuchungsgebiet

Hemerobiestufe (<i>Natürlichkeitsgrad</i>) ²⁾	Beispiele für Böden mit hohen Flächenanteilen	Flächenanteile ¹⁾	
		ha	%
ahemerob (<i>sehr hoch</i>)	—	—	—
oligohermob (<i>sehr hoch</i>)	HN33, HN/G34, G-S33, A44, MFn51, G42	1579,40	2,75
mesohermob (<i>hoch</i>)	P-N52, G42, P32, G-P32, G-A33, HN/G34	6533,64	11,39
β-euhermob (<i>mittel</i>)	G42, A44, P32, MFn51, S-A35	25987,66	45,29
α-euhermob (<i>gering</i>)	A44, G-A45, MFn51, G50, G-A35, G-S33	16936,65	29,52
polyhermob (<i>sehr gering</i>)	P32, G-P32, A44, P-N52, B-P32	2337,89	4,07
metahermob (<i>sehr gering</i>)	(P32, G42, G41)	67,52	0,12
Anmerkungen:			
¹⁾ An 100 % fehlende Flächen sind Gewässer.			
²⁾ Eine „Übersetzung“ in den Natürlichkeitsgrad wird hier in Klammern angefügt, damit ein späterer Vergleich zwischen den zwei Konzepten möglich wird.			

Parallel zum Ansatz der Hemerobie wurde im Gebiet der historisch ausgerichtete Ansatz des **Naturnähekongzeptes** angewendet. Auch hier wird der Vegetation eine wesentliche Indikatorfunktion zugewiesen, indem die Standortbeeinflussung über einen Vergleich der aktuellen mit der ursprünglichen Vegetation ermittelt wird. „Nullpunkt“ der Skala ist also ein Zustand vor bzw. ohne Einflussnahme des Menschen (KOWARIK 1988). Aufgrund mangelnder Rekonstruktionsmöglichkeiten des Ausgangszustandes, kann auf einer ordinal gegliederten Skala nur ein Wert mehr oder weniger großer Naturnähe angegeben werden. Datengrundlagen hierzu sind, wie bereits im oben geschilderten Ansatz, die Bodenübersichtskarte 1:50.000 (BÜK 50) sowie die flächendeckende Biotoptypenkarte (DIERKING 1992). Hinzu kommt ein forstwirtschaftliches Gutachten für die niedersächsische Elbtalaue (NDS. ML & NDS. MU 1995a), dem für einen Großteil des Untersuchungsgebietes alte Waldstandorte und bekannte Standortveränderungen zu entnehmen sind.

Dem Vorgehen liegt die Annahme zugrunde, dass unter alten, nachweislich wenig standörtlich veränderten, nicht oder nur sehr extensiv genutzten Vegetationsbeständen, vergleichsweise naturnahe, d. h. wenig anthropogen veränderte Böden zu finden sind. In der Regel sind solche Bedingungen am ehesten unter alten Waldstandorten anzutreffen, die darüber hinaus in ihrer Vegetationszusammensetzung der pnV¹ nahe kommen. Daher wurden zunächst die in der Biotoptypenkarte kartierten Waldstandorte selektiert und anhand des „Forstgutachtens“ auf ihre Standortbeeinträchtigungen analysiert. Hierzu liegen jedoch keine flächendeckenden Aussagen vor, so dass für alle Waldstandorte ohne Informationen zu Bestandsgründungen eine „mittlere“ Naturnähe vergeben wurde. Auf Standorten außerhalb von Wäldern wurde lediglich zwischen „geringer“ und „sehr geringer“ Naturnähe differenziert.

¹ Unter der pnV, der potenziell natürlichen Vegetation, wird eine rein gedanklich vorzustellende, nicht zukünftige, sondern gegenwärtigen Standortbedingungen entsprechende höchstentwickelte Vegetation verstanden, bei deren Konstruktion neben den natürlichen Ausgangsbedingungen auch nachhaltige anthropogene Standortveränderungen mit Ausnahme derjenigen zu berücksichtigen sind, die durch Existenz der pnV, d. h. im Zuge eines gedachten Regenerationszyklus, ausgeglichen wären (KOWARIK 1987). KAISER & ZACHARIAS (1999) erweitern diese Definition um „autogene Anreicherungsprozesse“ im Rahmen sekundärer Sukzessionen, biotische Besiedlungspotenziale und der vom sozioökonomischen Umfeld abhängigen Einstufung dessen, was als nachhaltige anthropogene Einflüsse gelten.

Die nachfolgende Tabelle gibt einen Überblick über die Flächenanteile naturnaher Böden (Tab. 5-7). Es zeigt sich, dass rund 2/3 der Böden des Untersuchungsgebietes eine geringe Naturnähe aufweisen. Eine hohe oder sehr hohe Naturnähe kann nur für 9 % der Böden ausgewiesen werden. Mit 4 % stellen die Siedlungsflächen die Böden sehr geringer Naturnähe.

Tab. 5-7 Flächenanteile naturnaher Böden im Untersuchungsgebiet („Naturnähekonzzept“)

Grad der Naturnähe	Kriterien/ Beschreibung ¹⁾	Flächenanteile ²⁾	
		ha	%
sehr hoch	<u>Forstgutachten:</u> Bestandsgründungen vor oder nach 1764, die frühere Waldvegetation entspricht in etwa der heutigen, ohne bekannte Standortveränderungen <u>Biotoptypenkarte:</u> Waldbiotoptypen, die der pnV nahe kommen	3329,55	5,80
hoch	<u>Forstgutachten:</u> Bestandsgründungen vor oder nach 1764, die frühere Waldvegetation entspricht in etwa der heutigen, Standortveränderungen lediglich durch Rabattenanlage oder enge Binnengraben <u>Biotoptypenkarte:</u> Waldbiotoptypen, die der pnV nahe kommen	1847,00	3,22
mittel	<u>Forstgutachten:</u> Bestandsgründungen vor oder nach 1764, die frühere Waldvegetation entspricht in etwa der heutigen, ehemals stärkere Standortbeeinträchtigungen durch Ackernutzung, Heidenutzung oder Umbruch <u>Biotoptypenkarte:</u> zusätzlich alle aktuellen Waldflächen oder Gebüsche, über die keine weiteren Informationen vorliegen	8075,51	14,07
gering	<u>Forstgutachten:</u> (keine Aussagen) <u>Biotoptypenkarte:</u> Offenlandvegetation, einzelne Baumbestände, i. d. R. mehr oder weniger intensiv landwirtschaftlich genutzt	37985,88	66,20
sehr gering	<u>Forstgutachten:</u> (keine Aussagen) <u>Biotoptypenkarte:</u> Siedlungsflächen und Siedlungsbiotope	2306,24	4,02
Anmerkungen: ¹⁾ <u>Forstgutachten:</u> Nds. ML & Nds. MU (NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN & NIEDERSÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM; Hrsg.) (1995a): Geplantes Großschutzgebiet Elbtalaue, Niedersächsischer Teilraum. Bestandsaufnahme und Konfliktlösung Forstwirtschaft. — Schr.-R. f. Waldentwicklung in Niedersachsen, H. 2; 72 S., Hannover. <u>Biotoptypenkarte:</u> DIERKING, H. (1992): Untere Mittelbe-Niederung zwischen Quitzöbel und Sassendorf. Naturschutzfachliche Rahmenkonzeption. — Im Auftrag des Niedersächsischen Landesverwaltungsamtes, Fachbehörde für Naturschutz; 60 S., Reinbek. ²⁾ An 100 % fehlende Flächenanteile sind Gewässerflächen.			

Beim Versuch einer Parallelisierung der beiden Auswertemethoden (Abb. 5-4) zeigen sich deutliche Unterschiede in den Ergebnissen. Während rund 66 % der Fläche als „gering naturnah“ eingestuft werden, fallen in eine vergleichbare Hemerobiestufe nur 30 % der Flächen. Umgekehrt verhält es sich bei der Einstufung in „mittel“: Während nur 14 % der Flä-

chen als „mittel naturnah“ eingestuft werden, entfallen auf die vergleichbare Hemerobiestufe 45 % der Flächen. Die Unterschiede sind hauptsächlich darauf zurückzuführen, dass Offenlandschaften im Naturnähekonzzept pauschal der Stufe „gering“ zugeordnet wurden, während das Hemerobiekonzzept zumindest für die Grünlandvegetation die Stufe „mittel/ β -euhemerob“ vorsieht; Magerrasen, Sumpf-, Röhricht- und Spülsaumvegetation werden sogar der Stufe „hoch/ mesohemerob“ zugeordnet. Sie nehmen im Untersuchungsgebiet mit 4 % der Fläche vergleichsweise große Anteile ein. Weitere Unterschiede ergeben sich vermutlich aus der Tatsache, dass für das Naturnähekonzzept keine flächendeckende Bewertung der Standortveränderungen in Waldbeständen vorgenommen werden konnte und somit alle restlichen Waldstandorte der Naturnähestufe „mittel“ zugeteilt wurden. Dies erklärt wohl vorrangig den geringeren Anteil in der Naturnähestufe „hoch“.

Betrachtet man die räumliche Verteilung, so wird beispielsweise bei der Bewertungsstufe „sehr hoch“ deutlich, dass von den rund 1580 ha der oligohemeroben Stufe nur 547 ha der „sehr hohen“ Naturnähestufe zugeordnet wurden. Der Anteil der als „mittel naturnah“ eingestuften Flächen ist mit 691 ha auf den als oligohemerob ausgewiesenen Flächen sogar noch höher. Bei den als β -euhemerob klassifizierten Flächen lassen sich mit der entsprechenden Naturnähestufe „mittel“ ebenfalls nur 18 % Übereinstimmung feststellen.

Allein diese kurze Analyse zeigt, dass sich sowohl in Hinblick auf die Flächenanteile als auch auf die räumliche Verteilung der Bewertungsstufen die Ergebnisse des Naturnähe- und des Hemerobieansatzes deutlich voneinander unterscheiden.

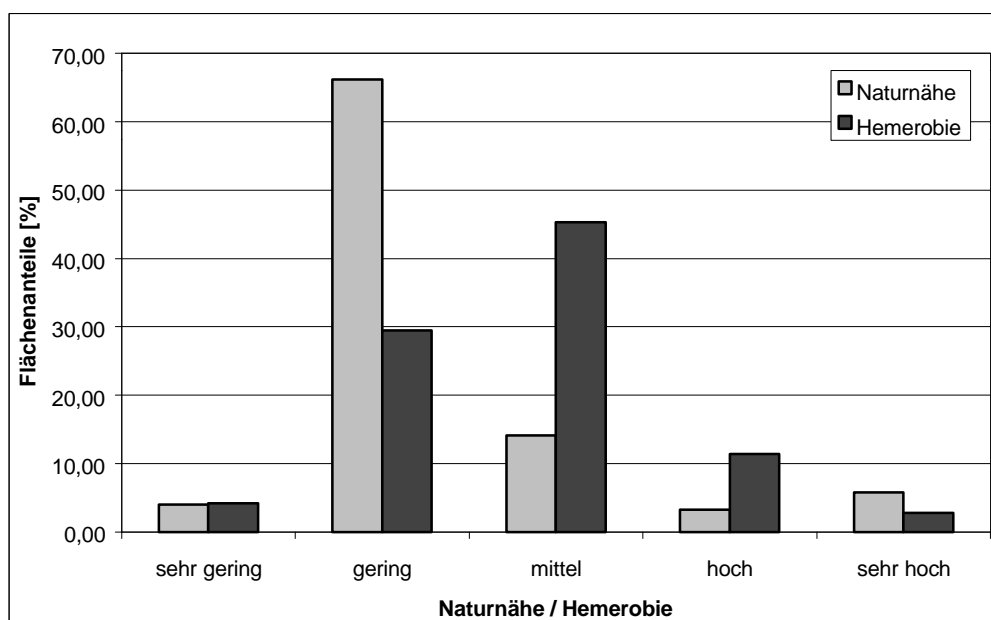


Abb. 5-4 Vergleich der Ergebnisse des Naturnähekonzepthes und des Hemerobiekonzepthes im Untersuchungsgebiet

(Die Hemerobiestufen wurden folgendermaßen zugeordnet: oligohemerob = sehr hoch, mesohemerob = hoch, β -/ α -euhemerob = mittel, polyhemerob = gering, metahemerob = sehr gering)

Unter bodenschutzfachlichen Gesichtspunkten sollen unter dem Stichpunkt „naturnahe Böden“ Standorte selektiert werden, die in einem besonderen Maße eine landesgeschichtliche

Urkunde darstellen. Das Kriterium der zeitlichen Dimension einer weitgehend ungestörten Entwicklung spielt bei der Ermittlung der Archivfunktion daher eine besondere Rolle. Vor dem Hintergrund einer im Rahmen des Forschungsvorhabens gewünschten Aussage zu Böden, die seit längerer Zeit weitgehend unbeeinträchtigt geblieben sind, werden daher im Weiteren die Ergebnisse des **Naturnäheansatzes** für die Ziel- und Maßnahmenentwicklung herangezogen.

Aufgrund der Datenlage (die Bodenschätzung 1:5.000 liegt nur für landwirtschaftlich genutzte Böden vor) können naturnahe Böden nur auf der Regionalebene ermittelt werden.

5.1.2.3 Böden mit besonderen Standorteigenschaften

Viele Böden haben durch eine intensive und großflächig einheitliche Landbewirtschaftung eine Überprägung in Richtung auf einen frischen, gut nährstoffversorgten, schwach sauren bis schwach alkalischen „Durchschnittsstandort“ erfahren, der den Ansprüchen der meisten Kulturarten optimal angepasst ist (ARUM 1995). Böden mit „extremen“ Ausprägungen ihrer Merkmale sind daher selten geworden und insbesondere unter ackerbaulicher Nutzung kaum noch zu finden. Sie haben für den Naturschutz aufgrund ihrer besonderen Entwicklungspotenziale für die Vegetation und Tierlebensgemeinschaften einen hohen Wert. Aufgrund der naturräumlichen Ausstattung des Untersuchungsgebiets sind noch vergleichsweise viele Standorte mit besonderen Eigenschaften anzutreffen. Hierzu zählen z. B. die Überflutungsstandorte, die Qualmwasser beeinflussten Böden oder die z. T. noch migrierenden Dünensande.

Böden mit besonderen Standorteigenschaften werden durch ihr Abweichen vom Durchschnittsstandort, wie er sich im Untersuchungsgebiet darstellt, definiert. Es handelt sich somit um eine relative, nur gebietsweit gültige Bewertung.

Zur Charakterisierung der verbreiteten und extremen Bodeneigenschaften werden folgende Parameter der BÜK 50 sowie weitere Standortkennzeichen ausgewertet:

- Bodenkundliche Feuchtestufe (BKF),
- Effektive Kationenaustauschkapazität im effektiven Wurzelraum (KAK_{effWe}),
- Mittlere Grundwasserhochstände (MHGW),
- Mittlere Grundwassertiefstände (MNGW),
- Humusgehalte (HUMUS),
- Überflutungsflächen (Ü) und
- Qualmwasserflächen (Q).

Die nachfolgende Übersicht (Tab. 5-8) zeigt die Bandbreite der Parameterausprägungen im Untersuchungsgebiet sowie die anteilsmäßig verbreitetsten Werte. Es zeigt sich, dass frische bis feuchte, grundwasserferne, nicht überflutete oder qualmwasserbeeinflusste Böden vorherrschen, die eine mittlere effektive Kationenaustauschkapazität haben. Die Humusgehalte in den oberen Bodenhorizonten sind durch landwirtschaftliche Nutzung überwiegend mittel humos (2 bis 4 Masse-%).

Tab. 5-8 Extreme und durchschnittliche Parameterausprägungen der Böden im Untersuchungsgebiet (Datengrundlage BÜK 50)

Bodenkennwerte		Minimalwert	Maximalwert	Schwerpunkt-vorkommen
BKF	Bodenkundliche Feuchtestufe (0-10)	1	10/9	6 (1, 7, 5) ¹⁾
KAK _{eff} We	Eff. Kationenaustauschkapazität im effektiven Wurzelraum (kmol/ha/dm)	51	1809	51 - 605 ²⁾
MHGW	mittlere Grundwasserhochstände (dm u. Flur)	1	> 20	6 (3, 10, >20)
MNGW	mittlere Grundwassertiefstände (dm u. Flur)	6	> 20	>20 (16, 10)
	jahreszeitliche Grundwasserschwan- kungen im Solum (dm)	keine	> 10	6 bis 7
HUMUS	Humusgehalte (h0-h6)	h1	h6	h3, h4
Ü	Überflutungsflächen	nein	ja	nein ³⁾
Q	Qualmwasserflächen	nein	ja	nein ⁴⁾
Anmerkungen: ¹⁾ Eine Bodenkundliche Feuchtestufe von 1 (stark trocken) findet sich großflächig nur auf den Podsol-Rankern des Carrenziner Dünenplateaus sowie auf einigen Podsol-Standorten. ²⁾ Von 54 verschiedenen Messwerten der Kationenaustauschkapazität sind 13 Werte auf 2/3 der Gebietsfläche vertreten. Mit den größten Flächenanteilen tritt dabei eine KAK _{eff} We von 484 kmol/ha/dm im Untersuchungsgebiet auf. Besonders nährstoffarme Böden sind mit dem Podsol-Ranker des Carrenziner Dünenplateaus auf knapp 6 % der Gebietsfläche vertreten. Ein ebenfalls sehr nährstoffarmer Braunerde-Podsol nimmt an den Geesträndern und auf der Geestinsel Hühbeck ca. 3 % der Gesamtfläche ein. ³⁾ Rund 18 % des Untersuchungsgebietes zählen zu den rezenten Überflutungsflächen des Elbestroms sowie der Nebengewässer. ⁴⁾ Systematische Kartierungen von Qualmwasserflächen liegen nicht vor. Aus den Betriebsleiterbefragungen sind ungefähre Einschätzungen zu qualmwasserbeeinflussten Flächen in 30 Betrieben vorhanden; jedoch mit nicht ausreichender Differenzierung zwischen Qualm- und Stauwassereinfluss. Obwohl es sich bei den Qualmwasserflächen um wichtige Parameter zur Beschreibung der Standorteigenschaften handelt, können sie daher im Folgenden nicht berücksichtigt werden.				

Zur Bewertung der Abweichung der Bodeneigenschaften vom „Durchschnittsstandort“ werden die Parameter Bodenkundliche Feuchtestufe (BKF) und natürliche Nährstoffversorgung der Böden, ausgedrückt durch die effektive Kationenaustauschkapazität im effektiven Wurzelraum (KAKWe), herangezogen. Ein besonders hoher Grundwasserstand wird als Zusatzinformation aufgenommen (vgl. Dokumentation im Anhang). Grundsätzlich zu den Böden mit besonderen Eigenschaften werden solche gezählt, die überflutet werden und solche die ausschließlich oder überwiegend aus organischer Substanz aufgebaut werden (Nieder- und Hochmoore).

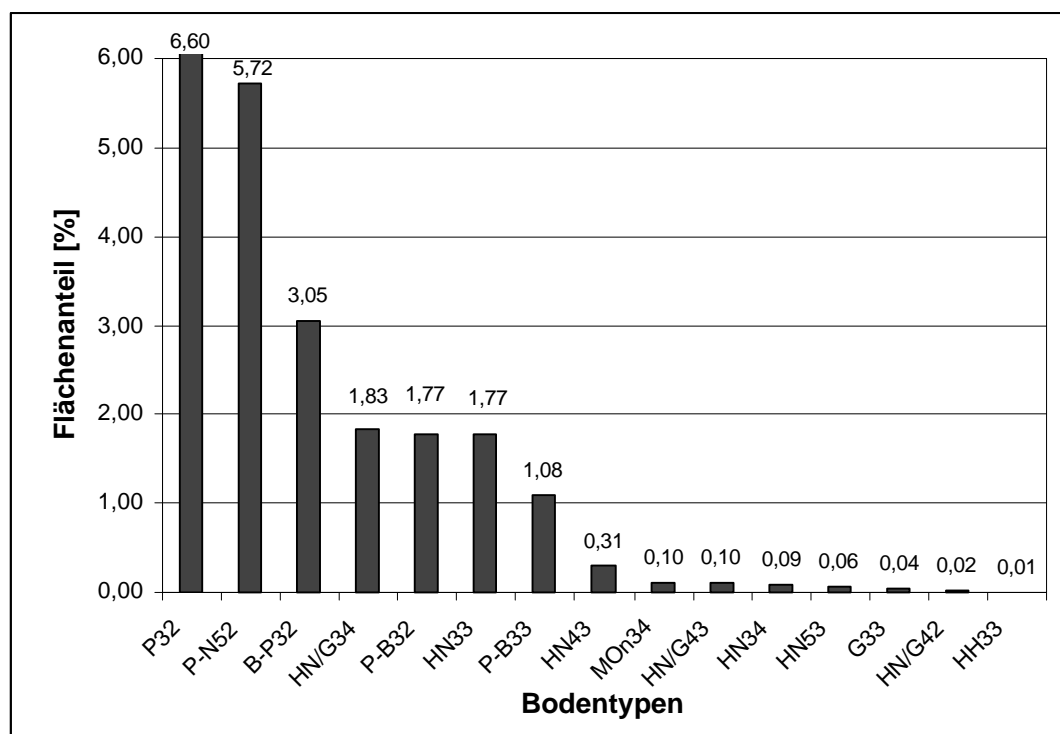
Tab. 5-9 listet die Böden mit besonderen Standorteigenschaften im Untersuchungsgebiet auf. Dabei wird differenziert zwischen Böden mit extremer Parameterausprägung von „bodeneigenen“ Merkmalen (**Extremstandorte**) und Böden die durch „externe“ Faktoren wie Überflutung geprägt werden (**Sonderstandorte**). Beiden Standortausprägungen kommt ein hoher naturschutzfachlicher Wert zu.

Im Anhang gibt ein Schema einen zusammenfassenden Überblick über die Parameterausprägung von Böden mit besonderen Standorteigenschaften.

Die überfluteten Sonderstandorte nehmen mit rund 18 % der Gesamtgebietsfläche den größten Teil der Böden mit besonderen Standorteigenschaften ein. Sie werden gefolgt von den trockenen, grundwasserfernen und nährstoffarmen Böden der Podsole, Podsol-Ranker und Braunerde-Podsole. Die organischen Böden und die Grundwasserböden mit Niedermoorauflage nehmen zusammen immerhin noch 4 % der Untersuchungsgebietsfläche ein. Insgesamt zählen rund 30 % der Flächen zu den Sonder- und Extremstandorten, was die naturschutzfachliche Bedeutung des Gebietes eindrucksvoll unterstreicht.

Tab. 5-9 Böden mit besonderen (extremen) Standorteigenschaften im Untersuchungsgebiet (Datenbasis BÜK 50)

Bodentyp	Nrkart	Beschreibung
EXTREMSTANDORTE		
Organomarsch	46	stark feuchte Böden mit besonders hoch anstehendem GW und sehr hohem Humusanteil
Podsol	601, 641, 727, 732, 738, 1049, 1050, 1542, 1553	stark trockene, nährstoffarme Böden aus Dünen- oder Flugsanden, grundwasserfern, z. T. mit sehr hohem Humusanteil im Oberboden
Braunerde-Podsol	607, 615, 627, 824, 1545, 1554	stark trockene, nährstoffarme Böden aus Geschiebesanden, grundwasserfern
Podsol-Ranker	1549, 1691	stark trockene, nährstoffarme Böden aus Dünen-sanden, grundwasserfern
Hochmoor	645	mittelfeuchte organische Böden, sauer, im unbeeinträchtigten Zustand mit sehr geringer Nährstoffverfügbarkeit
Niedermoor	926, 927, 928, 957, 958, 968, 1551	mittelfeuchte bis sehr nasse organische Böden, z. T. mit stark schwankendem Grundwasserstand, sauer
Gley mit Niedermoorauflage	947, 1402, 1461, 1463	mittelfeuchte bis sehr nasse mineralische Böden im Grundwassereinfluss mit Torfauf-lage, z. T. hoch anstehendes Grundwasser, sauer
Gley	1546	mittelfeuchte Böden mit geringem Nährstoffgehalt, bes. hoch anstehendes Grundwasser, z. T. sehr hoher Humusanteil
SONDERSTANDORTE		
<p>Zu den Sonderstandorten zählen alle periodisch oder episodisch überfluteten Böden in den Außendeichsbereichen der Elbe und ihrer Nebenflüsse. Vorherrschende Bodentypen sind:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Gleye und Gley-Auenböden an der Elbe und • Gleye in den Niederungen der Nebenflüsse. 		



Tab. 5-10 Flächenanteile der Bodentypen mit besonderen Standorteigenschaften im niedersächsischen Elbetal (ohne überflutete Standorte)

5.1.2.4 Böden mit hoher natürlicher Fruchtbarkeit und aktuelles Ertragspotenzial in der Landwirtschaft

Böden mit hoher natürlicher Fruchtbarkeit gehören im weiteren Sinne zu den Böden mit besonderen Standorteigenschaften, sind jedoch in der Regel den intensiv genutzten „Durchschnittsstandorten“ zuzurechnen. Böden mit hoher natürlicher Fruchtbarkeit ermöglichen aufgrund ihrer besonderen Merkmalsausprägungen im Nährstoff- und Wasserhaushalt sowie in ihrer Gründigkeit hohe landwirtschaftliche Erträge bei vergleichsweise geringem Energieeinsatz (z. B. in Form von Düngemitteln). Sie sind daher bevorzugte Standorte für intensive ackerbauliche und im Untersuchungsgebiet auch grünlandwirtschaftliche Nutzung. Darüber hinaus kann die **Produktionsfunktion** unter nicht wirtschaftlichen Aspekten als eine besondere Ausprägung der **Lebensraumfunktion** (aktives Bodenleben, Humusbildung, Mineralisation) und der **Regulationsfunktion** (Speicherung von Wasser und Nährstoffen) verstanden werden. Aus Sicht des Naturschutzes handelt es sich somit um Standorte, die unter Erhaltung und Schonung der vorhandenen Merkmalsausprägungen vorrangig von der Landwirtschaft genutzt werden sollten, da sie geringere Umweltbelastungen erwarten lassen.

Aus bodenkundlicher und landwirtschaftlicher Sicht können Böden mit hoher natürlicher Fruchtbarkeit durch das potenzielle Niveau des Wintergerstenertrages beschrieben werden (standortbezogenes ackerbauliches Ertragspotenzial). Anthropogene Beeinflussungen des Standortes wie Dränierung, Beregnung oder Tiefumbruch werden dabei ausgeschlossen. Die Bewertung wurde aus dem Niedersächsischen Bodeninformationssystem (NIBIS) übernommen. Sie erfolgt je nach Datengrundlage (BÜK 50 oder Bodenschätzung) mit unterschiedlichen Ansätzen (Dokumentation im Anhang). Das Ergebnis ist eine relative Messzahl, die ausschließlich für die ackerbauliche Nutzung gilt.

Tab. 5-11 zeigt, dass rund 40 % der **Gebietsfläche** den geringen Ertragsstufen, 16 % einer mittleren und ca. 33 % den hohen Ertragsklassen zuzurechnen sind. Geringste Ertragspotenziale sind erwartungsgemäß auf den Dünenstandorten, den Talsanden und in den Geestrandbereichen zu finden, wohingegen die Auen- und Flussmarschstandorte durch hohe Ertragspotenziale dominiert werden.

Projiziert man auf diese flächenhafte Verteilung die landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF), so lässt sich eine interessante Verschiebung der Ertragsklassenanteile feststellen. Rund 47 % der hohen Ertragsstufen liegen auf der LF, hingegen nur noch 30 % der als gering eingestuften Ertragsklassen. Ertragsschwache Standorte werden durch die Landwirtschaft tendenziell gemieden, ertragsstarke Standorte hingegen möglichst vollständig in die Bewirtschaftung einbezogen. Bei den nicht bewirtschafteten, aber potenziell ertragsstarken Standorten handelt es sich häufig um zu nasse Flächen im Nahbereich der Gewässer.

Tab. 5-11 Natürliches Ackerbauliches Ertragspotenzial im Untersuchungsgebiet

Klassen des Ertragspotentials ¹⁾		Flächenanteile in ha		Flächenanteile in %	
		auf der LF ²⁾	im Gesamtgebiet	auf der LF ²⁾	im Gesamtgebiet
1	äußerst gering	69,86	3303,80	0,20	5,76
2	sehr gering	5545,60	12609,62	15,65	21,97
3	gering	4933,05	7164,93	13,92	12,49
4	mittel	6931,53	9357,95	19,56	16,31
5	hoch	4030,64	4742,14	11,37	8,26
6	sehr hoch	5310,49	6215,62	14,99	10,83
7	äußerst hoch	7268,15	8213,81	20,51	14,31
8	nicht berechnet (Gewässer, Moore)	1346,43	5774,00	3,80	10,06

Anmerkungen:
¹⁾ Datengrundlage: Niedersächsische Bodenübersichtskarte 1:50.000 (BÜK 50; NLfB 1998).
²⁾ LF = Landwirtschaftlich genutzte Fläche auf Grundlage der Biotoptypenkarte nach DIERKING (1992).

Eine differenziertere Betrachtung der LF zeigt, dass auf den ertragsschwächeren bis mittleren Standorten die Grünlandnutzung dominiert (Abb. 5-5). Rund 44 % dieser Standorte werden ackerbaulich genutzt, auf 56 % ist hingegen Grünland als Nutzung angegeben. Die Ertragsklassen 5 bis 7 sind hingegen unter Acker- und Grünlandnutzung annähernd gleich vertreten. Die unterschiedlich ertragsstarken Niedermoorstandorte werden zum größten Teil als Grünland genutzt.

Insgesamt wird die Verteilung der Nutzungen jedoch dadurch bestimmt, dass Futterbau- und Gemischtbetriebe mit 71 % der Betriebszahlen im Untersuchungsgebiet dominieren (NDS. MELF & Nds. MU 1995b). Sehr ertragsschwache, sandige und trockene Standorte werden daher nicht selten zum Anbau von Silomais genutzt. Andererseits liegen viele ertragsstarke Flächen im Überflutungsbereich der Elbe, so dass Ackerbau nicht oder nur auf wenigen höher gelegenen Flächen möglich ist.

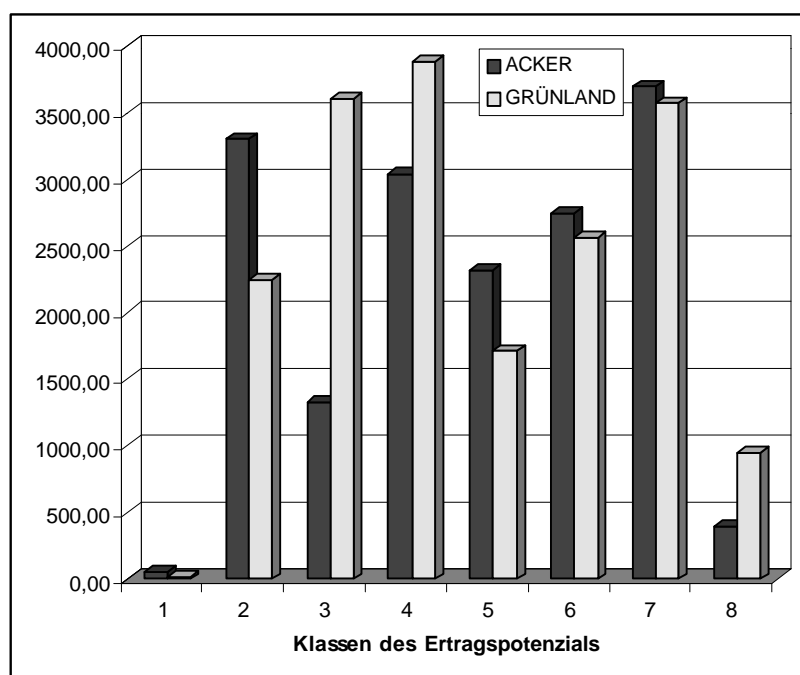


Abb. 5-5 Verteilung der Klassen des natürlichen ackerbaulichen Ertragspotenzials auf Grünland- und Ackerstandorten im Untersuchungsgebiet (Angaben in Hektar [ha])
(Klassen des Ertragspotenzials nach NIBIS: 1 = äußerst gering, 2 = sehr gering, 3 = gering, 4 = mittel, 5 = hoch, 6 = sehr hoch, 7 = äußerst hoch, 8 = nicht berechnet)

In den **Auswahlbetrieben** stellt sich die natürliche Bodenfruchtbarkeit folgendermaßen dar (vgl. Abb. 5-6). Die fruchtbarsten Böden hat Betrieb 1 mit hohen und sehr hohen natürlichen Ertragspotenzialen auf über 85 % der Betriebsfläche. Betrieb 4 und Betrieb 6 weisen mit 48 % bzw. 36 % der Betriebsflächen vergleichsweise die höchsten Anteile an den beiden geringsten Ertragsstufen auf. Betrieb 4 hat darüber hinaus mit nur 17 % Flächenanteilen an den zwei höchsten Ertragsstufen die ungünstigsten Bodenverhältnisse aller Auswahlbetriebe. Die Betriebe 2 und 3 weisen mit 29 % bzw. 38 % ihrer Fläche im Betriebsvergleich die weitaus höchsten Anteile an der mittleren Ertragsstufe auf.

Vor dem Hintergrund der unterschiedlichen Betriebsgrößen (vgl. Kapitel 4) ergibt sich somit ein sehr differenziertes Bild der Flächenausstattung der Auswahlbetriebe.

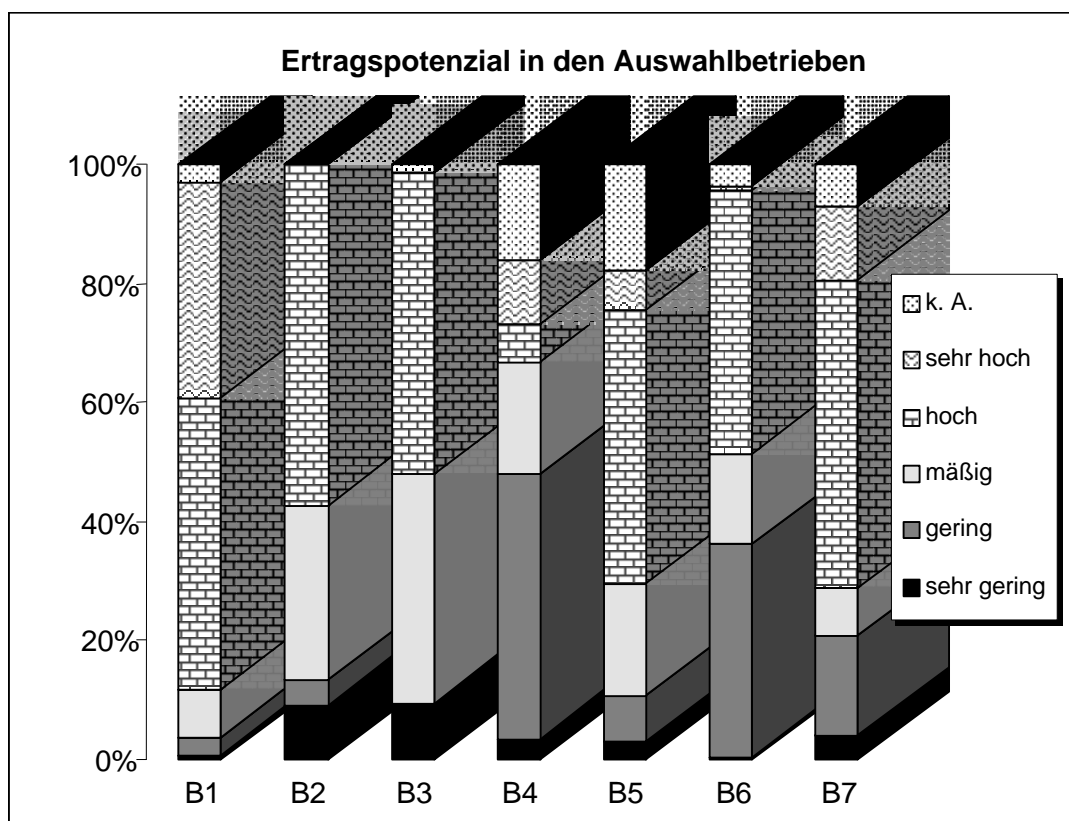


Abb. 5-6 Natürliches ackerbauliches Ertragspotenzial in den Auswahlbetrieben (Datenbasis Bo 5)

Vom natürlichen Ertragspotenzial zu unterscheiden ist der **tatsächliche, aktuelle Ertrag**. Für ein regional differenziertes Bild des Ertragsniveaus können die Befragungen von 30 Landwirten im gesamten Untersuchungsgebiet ausgewertet werden. Gebietseinheitliche Anhaltspunkte für das Ertragsniveau - auch für Grünland - gibt das Landwirtschaftsgutachten (NDS. MELF & Nds. MU 1995b). Das Landwirtschaftsgutachten trifft Aussagen zu den Erträgen auf verschiedenen Grünlandtypen; einerseits gegliedert nach unterschiedlichen Biotoptypen bei drei verschiedenen Düngungsintensitäten (NDS. MELF & NDS. MU 1995b: 44), andererseits bei Betrachtung verschiedener Grünlandnutzungen. Tab. 5-12 gibt hierzu einen Überblick. Anhand der Biotoptypenkarte (DIERKING 1992) bzw. der im Landwirtschaftsgutachten ausgewiesenen Nutzungsanteile kann für das Grünland in der Region ein (theoretischer) Gesamtertrag errechnet werden, der als Grundlage für regionalökonomische Berechnungen dienen kann.

Mit Hilfe der Biotoptypenkarte lassen sich unterschiedliche Ertragsklassen verorten und in Beziehung zur Bodenübersichtskarte setzen. Aufgrund der Tatsache, dass Grünlanderträge nicht nur von Bodenfaktoren abhängig sind, sondern vielmehr

- die Nutzungsart (Wiese, Weide, Mähweide etc.),
- die Nutzungsintensität (Schnitthäufigkeit, Viehbesatz etc.),
- die Nutzungszeitpunkte,
- ggf. Beregnung und gezielte Grundwassersteuerung sowie
- das Düngeniveau

ganz entscheidend den Ertrag beeinflussen, kann jedoch keine befriedigende Korrelation zwischen den potenziellen natürlichen Ertragsklassen nach der BÜK 50 und den biotop- und nutzungsbezogenen Ertragsstufen auf Grünland hergestellt werden.

Tab. 5-12 Ertragsniveau verschiedener Grünlandnutzungen im Untersuchungsgebiet (verändert nach Nds. MELF & Nds. MU 1995b: 47)

Nutzung	Intensitätsstufe	Nettoenergieerträge [kStE/ha] ¹⁾	Fläche im Untersuchungsgebiet [ha] ²⁾	Gesamt-Nettoenergieerträge [kStE]
extensive Standweide	III	1.800	1.872	3.369.600
normale Standweide	II	3.000	367	1.101.000
intensive Standweide	I	4.000	548	2.192.000
Umtriebsweide	II	3.500	1.319	4.616.500
Koppelweide	I	7.000	330	2.310.000
1-schürige Mähweide	II	3.800	2.551	9.693.800
2-schürige Mähweide	I	4.300	2.362	10.156.600
Wiese, 1-schürig	III	1.700	250	425.000
Wiese, 2-schürig	III	2.500	1.665	4.162.500
Wiese, 3-schürig	II	4.000	1.027	4.108.000
Wiese, 4- und mehrschürig	I	6.500	602	3.913.000
Summe			12.893	46.048.000
Anmerkungen: ¹⁾ Die Umrechnung der Energieerträge von Kilostärkeeinheiten (kStE) in Megajoule Nettoenergielaktation (MJNEL) ist strenggenommen abhängig von der Futterqualität. Vereinfacht genügt jedoch der Faktor: 100 kStE = 1000 MJNEL = 1 GJNEL. ²⁾ Im Landwirtschaftsgutachten (Nds. MELF & Nds. MU 1995b) werden zu den Flächenanteilen der Landnutzungen verschiedene Angaben gemacht, ohne sie zu dokumentieren. Die hier genannten Zahlen stammen evtl. aus einer Erhebung bei den Betrieben und decken sich nicht mit Angaben aus der Agrarstatistik oder der Biotoptypenkarte.				

Eine flächendeckende Bewertung und räumliche Zuordnung der **Grünlanderträge** sollte somit ausschließlich auf Basis der Biotoptypenkarte sowie der flächenhaften Ausweisung von Ertragsstufen durch das Landwirtschaftsgutachten (Nds. MELF & Nds. MU 1995b) erfolgen. Zu diesem Zweck wurde die „Ertragskarte“ des Landwirtschaftsgutachtens gescannt und ihre Inhalte auf die Geometrien der Biotoptypenkarte übertragen. Es wird zwischen den Ertragsstufen GI (intensiv), GII (mittlere Nutzungsintensität) und GIII (extensiv) unterschieden.

Auf den **Ackerflächen** kann aufgrund der Datenlage (durchschnittliche Ertragsangaben von 30 Betrieben) nur zwischen zwei Ertragsstufen differenziert werden (Ertragsstufe AI $\hat{=}$ ca. 80 dt Winterweizen/ha, Ertragsstufe II $\hat{=}$ ca. 65 dt Winterweizen/ha). Die Erträge auf den Ackerstandorten lassen sich im Gegensatz zu den Grünlanderträgen recht gut mit den Klassen des natürlichen Ertragspotenzials korrelieren. Die exakte methodische Beschreibung ist im Anhang zu finden.

Die nachfolgende Abbildung (Abb. 5-7) zeigt die Flächenanteile der Grünland- und Ackerertragsstufen im niedersächsischen Elbetal. Entsprechend der bereits betrachteten Verteilung der Nutzungen auf die Klassen des natürlichen Ertragspotenzials, zeigt sich ein hoher Anteil der Ackerflächen in der höheren Ertragsstufe (13.141 ha); der verhältnismäßig hohe Anteil des Grünlandes in der mittleren Ertragsklasse deckt sich ebenfalls mit der geschilderten A-

cker-Grünlandverteilung. Wie bereits oben erörtert, lassen sich insgesamt jedoch keine engeren Zusammenhänge zwischen den tatsächlichen Grünlandintensitätsstufen und dem rein standörtlich beschriebenen „natürlichen ackerbaulichen Ertragspotenzial“ feststellen. Vielmehr werden auch Grünländer auf potenziell ertragsschwachen Standorten verhältnismäßig intensiv genutzt und wohl auch hohe Erträge erzielt.

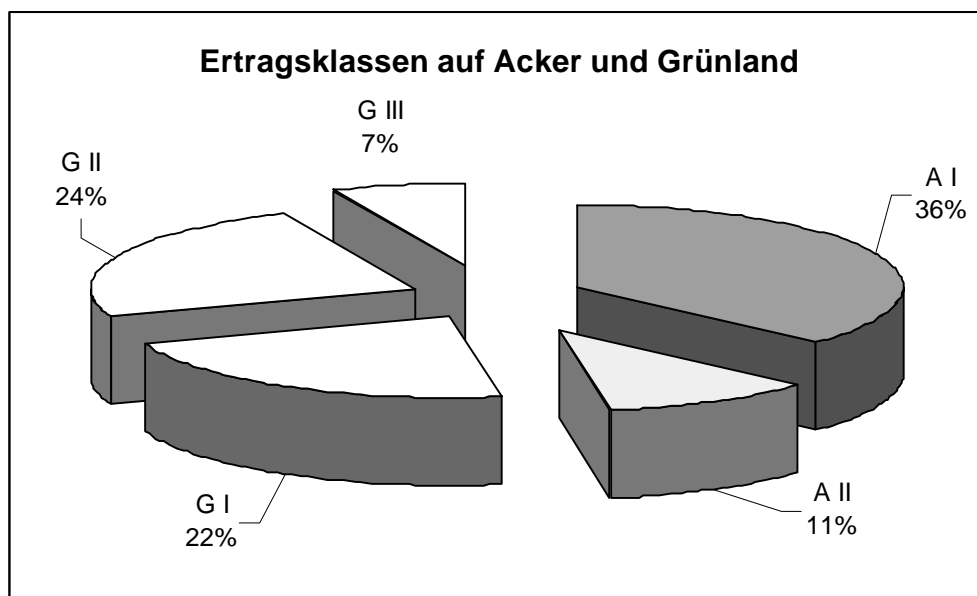


Abb. 5-7 Verteilung der aktuellen Acker- und Grünlanderträge im Untersuchungsgebiet
(Datengrundlage: Biotoptypenkarte (DIERKING 1992), Bodenübersichtskarte (NLFB 1998), Betriebsbefragungen (ARUM 1998), Landwirtschaftsgutachten (Nds. MELF & Nds. MU 1995b); Erläuterung der Ertragsstufen im Text)

Neben Beeinträchtigungen durch die landwirtschaftliche Nutzung selbst, besteht für Böden mit hoher natürlicher Fruchtbarkeit insbesondere eine Gefahr durch kompletten Funktionsverlust bei Überbauung (Siedlung, Industrie, Verkehr; auch landwirtschaftlicher Wegebau) oder bei Rohstoffgewinnung (im günstigsten Fall wird der Oberboden getrennt zwischengelagert und für die Rekultivierung genutzt). Landwirtschaftliche Beeinträchtigungen ergeben sich bei Substanzverlusten durch Wind- oder Wassererosion (1 mm Bodenabtrag entspricht einem Bodenverlust von ca. 1,5 t/ha), durch Bodenverdichtungen (Ertragsausfälle nach PETELKAU (1989) von 5-40 %, nach LIPIEC & SIMOTA (1994) von ca. 10-20 % (zit. in PETELKAU 1998; weitere Angaben von 20-50 % nach Zitaten bei SEMMEL & HORN 1995)) oder durch Belastungen mit Schadstoffen (z. B. Schwermetalleintrag durch Klärschlämme oder Düngemittel).

5.1.3 Beeinträchtigungsrisiken von Böden

Im Folgenden werden die regionsspezifischen Beeinträchtigungsrisiken von Böden im niedersächsischen Elbetal dargestellt. Wie einleitend erörtert, können sich Bodenbeeinträchtigungen auf mehrere Bodenfunktionen gleichzeitig, wenn auch mit unterschiedlicher Intensität auswirken. Die Ausführungen gelten sowohl für die Regions- als auch für die Betriebsebene.

Auf internationaler Ebene wird seit einiger Zeit das *Pressure—State—Response*-Konzept (*PSR*-Konzept) zur analytischen Abbildung von Umweltzuständen und -belastungen sowie von an den Ursachen ansetzenden Maßnahmen diskutiert (OECD 1991, 1993)². Das Konzept wurde im Folgenden mit 14 Indikatorenbereichen ausgestattet³. Die Europäische Umweltagentur hat auf Basis des OECD-Konzeptes sowie weiterer Vorschläge das *PSR*-Modell zu einem *DPSIR*-Modell erweitert: ***Driving Force—Pressure—State—Impact—Response*** (zit. in SCHEPELMANN et al. 1998).

- Unter *Driving Forces* werden dabei gesellschaftliche (soziale, ökonomische) Trends verstanden, die zu bestimmten Umweltproblemen führen können (z. B. hoher Fleischkonsum).
- *Pressure*-Indikatoren kennzeichnen die Belastung der Umwelt durch menschliche Aktivitäten (z. B. überhöhte Ausbringung von Wirtschaftsdüngern/ Gülle).
- *State* beschreibt den aus den Belastungen resultierenden Umweltzustand im Sinne einer Umweltqualität bzw. der Qualität oder Quantität natürlicher Ressourcen (z. B. Nitratbelastung im Trinkwasser; Knappheit sauberen Wassers).
- Mit *Impact* werden die Auswirkungen auf die Gesellschaft indiziert (z. B. Gesundheitsgefährdungen).
- *Response* kennzeichnet schließlich den Bereich der Handlungsziele und Maßnahmen (z. B. Subventionierung neuer Gülleausbringungstechniken). Zum Teil werden hierzu auch *Performance*-Indikatoren gezählt, also Indikatoren, die den Zielerfüllungsgrad von Maßnahmen beschreiben können.

Die genannten Modelle verfolgen den einheitlichen Zweck (Umwelt-) Indikatoren zu systematisieren, sie zielorientiert aufzubereiten und ggf. weiteren Entwicklungsbedarf aufzuzeigen. Im Idealfall sollten Indikatorenkonzeptes aus vorgelagerten Zielsystemen abgeleitet werden, damit sie ihre Indikatorfunktion überhaupt erfüllen können (GUSTEDT & KANNING o.J.).

Die Ermittlung und Bewertung von Umwelt- bzw. Schutzgutgefährdungen im Vorhaben stützt sich auf die Methodik der **Ökologischen Risikoanalyse**. Es wird unterschieden zwischen einer Empfindlichkeit des Schutzgutes, einer auf das Schutzgut einwirkenden Belastung und einem dadurch ausgelösten Beeinträchtigungsrisiko. Damit werden im Sinne des *DPSIR*-Konzeptes die Bereiche *Driving Forces/ Pressure* und *State* mit Indikatoren beschrieben und bewertet. Der Indikator-Bereich *Response* ist nicht mehr Bestandteil der Ökologischen Risi-

² Die CSD (*Commission für Sustainable Development*) hat den Begriff *Pressure* durch *Driving Force* ersetzt, um insbesondere soziale und ökonomische Faktoren besser abbilden zu können, das Grundprinzip jedoch beibehalten.

³ Die Indikatorenbereiche umfassen: Treibhauseffekt, Ozonabbau, Eutrophierung, Versauerung, toxische Kontamination, Umweltqualität in Städten, biologische Vielfalt, Landschaftsschutz, Abfall, Wasserressourcen, Wälder, Fischressourcen, Bodenqualitätsverschlechterung sowie generelle Indikatoren.

koanalyse, wird jedoch im Rahmen des Entwicklungskonzeptes durch Maßnahmen ausgefüllt (vgl. Kap. 6).

Die **Empfindlichkeit** eines Schutzgutes, z. B. des Bodens, wird durch langfristig unveränderbare Faktoren wie Relief, Bodenmaterial und Klima beschrieben. Kurzfristig beeinflussbare Faktoren wie die Landnutzung/ Vegetation bleiben zunächst unberücksichtigt. Die Empfindlichkeit bildet somit eine „natürliche Prädisposition“ des Schutzgutes zu bestimmten Vorgängen ab: Ein Schluffboden in Hanglage weist eine höhere Empfindlichkeit gegenüber Erosion durch Niederschlagswasser auf als ein Sandboden in Flachland.

Die **Belastung** beschreibt kurzfristig beeinflussbare Faktoren der Landnutzung. Zu unterscheiden sind dabei Art und Intensität der Landnutzung. Es liegt auf der Hand, dass eine Schwarzbrache eher zur Bodenerosion beitragen kann als ein geschlossener Waldbestand. Ebenso schützt eine Maisfruchtfolge den Boden weniger vor Verschlammung und Abtrag als eine vielfältige Getreidefruchtfolge mit Zwischenfrüchten.

Das **Beeinträchtigungsrisiko** wird durch die logische Verknüpfung von Empfindlichkeit und Belastung ermittelt. Treffen eine hohe Belastung und eine hohe Empfindlichkeit aufeinander, lässt sich ein höheres Beeinträchtigungsrisiko ableiten als z. B. bei gleicher Nutzung/ Belastung, aber geringerer Empfindlichkeit. Da die Bestimmung der Beeinträchtigung aufgrund des derzeitigen wissenschaftlichen Kenntnisstandes, der verfügbaren Datengrundlagen und des methodischen Herangehens mit gewissen analytischen Unsicherheiten verbunden ist, sollte einschränkend von **Beeinträchtigungsrisiken** gesprochen werden. Die Methodik zu den Risikobewertungen (Bewertungsmatrizen) ist im Anhang dokumentiert.

5.1.3.1 Erosionsgefährdung durch Wasser

Unter Bodenerosion durch Niederschlagswasser (kurz: Wassererosion) wird im Allgemeinen die Verlagerung von Bodenmaterial an der Bodenoberfläche durch Wasser verstanden. Im Hinblick auf den menschlichen Einfluss auf das Erosionsgeschehen muss die Definition jedoch präzisiert werden: Bodenerosion bezeichnet die durch Eingriffe des Menschen ermöglichten und durch erosive Niederschläge ausgelösten Prozesse der Ablösung, des Transportes und der Ablagerung von Bodenpartikeln (BORK 1988, RICHTER 1965). Definitionen jüngerer Datums stützen sich im wesentlichen auf diese Aussage (z. B. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992; DVWK 1996a).

Die Wassererosionsempfindlichkeit wird laut NIBIS im Wesentlichen durch die Faktoren

- Bodenart und
- Hangneigung

bestimmt (NLFB 1997b) und in sechs Stufen bewertet (keine bis sehr hoch). Das Bewertungsschema ist in der vorgenannten Veröffentlichung beschrieben. Weitere Faktoren, die in der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG) genannt werden (örtliche Niederschlagsverhältnisse, erosionswirksame Hanglänge), werden im NIBIS nicht berücksichtigt. Nach eingehenden Untersuchungen von AUERSWALD & SCHMIDT (1989) hat sich gezeigt, dass neben der Bodenart (K-Faktor der ABAG) die Hangneigung (S-Faktor) der wichtigste erosionsbeeinflussende Parameter ist. In der ABAG hat der S-Faktor ca. 300-mal mehr Gewicht als der R-Faktor (Regenerosität) (ebd.). Aufgrund des dominanten Einflusses der Hangneigung

und der Bodenart scheint eine Vernachlässigung der anderen Faktoren bei einer übersichtsweisen Betrachtung akzeptabel.

Einen Überblick über die Verteilung der Empfindlichkeitsklassen der Wassererosion im **Gesamtgebiet** und auf den Ackerflächen gibt Abb. 5-8. Insbesondere aufgrund der geringen Reliefenergie im Untersuchungsgebiet zeichnet sich maximal eine mittlere Disposition zur Wassererosion ab (7 % der Fläche).

Wenn man die Landnutzungsart „Ackerbau“ als **Belastungsindikator** hinzunimmt zeigt sich, dass so gut wie keine **Beeinträchtigungsrisiken** zu verzeichnen sind (Dokumentation der Methodik im Anhang). Insgesamt müssen nur ca. 40 ha als hoch erosionsgefährdet eingestuft werden. Da die wassererosionsempfindlichen Böden überwiegend unter Waldbeständen oder Siedlungen liegen, sind auch in Zukunft keine höheren Beeinträchtigungsrisiken zu erwarten. Auf der Regionsebene wird daher die Bodenbeeinträchtigung durch Wassererosion (durch Niederschlagswasser) nicht weiter berücksichtigt. Zur Erosionsproblematik durch Überschwemmungen im Außendeichsbereich werden im Folgenden Aussagen getroffen.

Auf Betriebsebene wurde aufgrund der Erkenntnisse aus dem Gesamtgebiet auf eine vollständige Auswertung der Wassererosionsempfindlichkeit verzichtet. Eine Stichprobe auf Basis der Bodendaten für Betrieb 4 hat die Ergebnisse der Regionsebene jedoch bestätigt. In sehr wenigen Bereichen treten maximal mittlere Erosionsempfindlichkeiten auf; diese liegen bei Betrieb 4 jedoch überwiegend außerhalb der Betriebsflächen bzw. unter Außendeichsgrünland. Handlungsbedarf ist somit auch hier nicht gegeben.

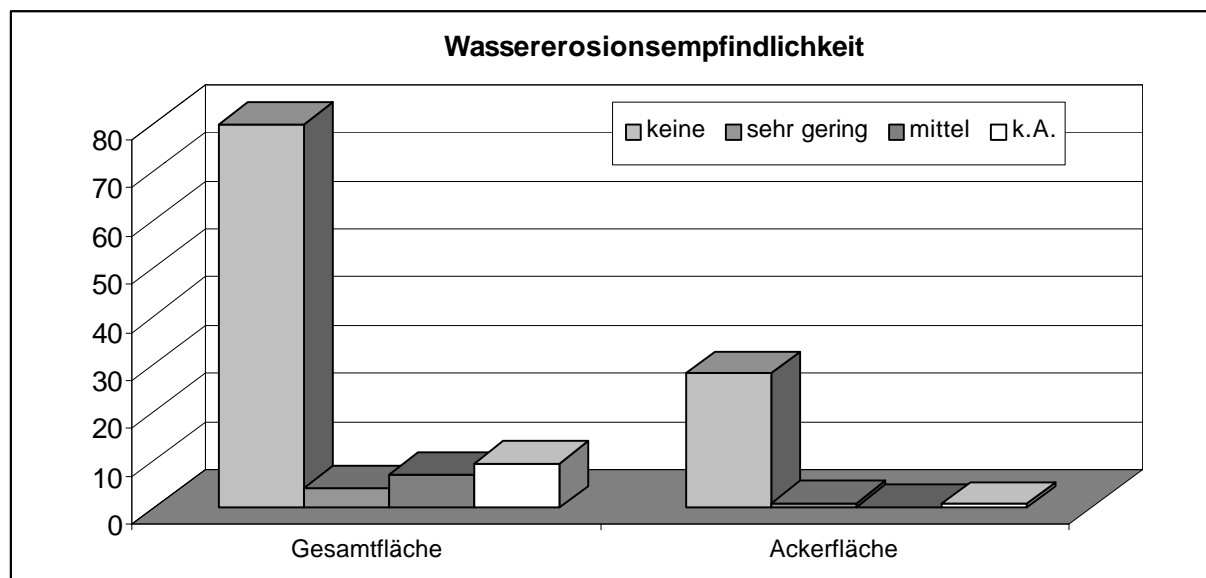


Abb. 5-8 Wassererosionsempfindlichkeit im Gesamtgebiet und auf den Ackerflächen (Angaben in Prozent [%], Datenbasis BÜK 50 und Biotoptypenkarte)

Ein anderes Bild zeichnet sich ab, wenn man die Erosionsempfindlichkeit ermittelt, die sich gegenüber **Überschwemmungsereignissen** ergibt. Überschwemmungsflächen (inkl. der Gewässerläufe) nehmen rund 18 % des Untersuchungsgebietes ein. Die nachfolgende Tabelle (Tab. 5-13) zeigt die Anteile der aktuellen Landnutzungstypen innerhalb der Über-

schwemmungsgebiete. Diese Gebiete lassen sich den Landschaftstypen A (Stromland-Außendeichsflächen) und Na (Außendeichs-Niederungen der Elbenebenflüsse) zuordnen.

Tab. 5-13 Aktuelle Landnutzung in rezenten Überschwemmungsgebieten der Elbe und ihrer Nebenflüsse (Datenbasis BÜK 50 und Biotoptypenkarte nach DIERKING 1992)

Aktuelle Landnutzungstypen	rezente Überschwemmungsgebiete in den Landschaftstypen [ha]		Summe
	A - Stromland-Außendeichsflächen	Na - Außendeichs-Niederungen der Elbenebenflüsse	
Acker	178	52	230 ha [2 %]
Grünland	3541	1224	4765 ha [47 %]
ungenutzte/ sporadisch genutzte Vegetation	1170	90	1260 ha [13 %]
Wald	280	235	515 ha [5 %]
Gewässer	3114	219	3333 ha [33 %]

Als Flächen mit einem erhöhten **Beeinträchtigungsrisiko** (Bodenverlust durch Überflutungsereignisse) können die Ackerflächen gelten (Methodendokumentation im Anhang). Sie nehmen derzeit ca. 2 % der Überflutungsflächen ein, was lediglich 0,4 % des Gesamtgebietes entspricht.

5.1.3.2 Erosionsgefährdung durch Wind

Die Definition der Winderosion folgt der der Wassererosion. Als auslösender Faktor werden hier jedoch erosive Windereignisse wirksam. Wesentliche Bestimmungsgrößen der Winderosionsempfindlichkeit sind somit:

- Bodenart des Oberbodens,
- Humusgehalt des Oberbodens sowie
- Bodenfeuchte (Bodenkundliche Feuchtestufe).

Die Methode ist im NIBIS (NLfB 1997b) ausführlich dokumentiert. Die Verteilung der Winderosionsempfindlichkeiten stellt sich auf Regionsebene wie folgt dar (vgl. Abb. 5-9, Karte 4). Zum Vergleich werden die Flächen mit einem erhöhten Beeinträchtigungsrisiko unter Acker- und Grünlandnutzung gegenübergestellt.

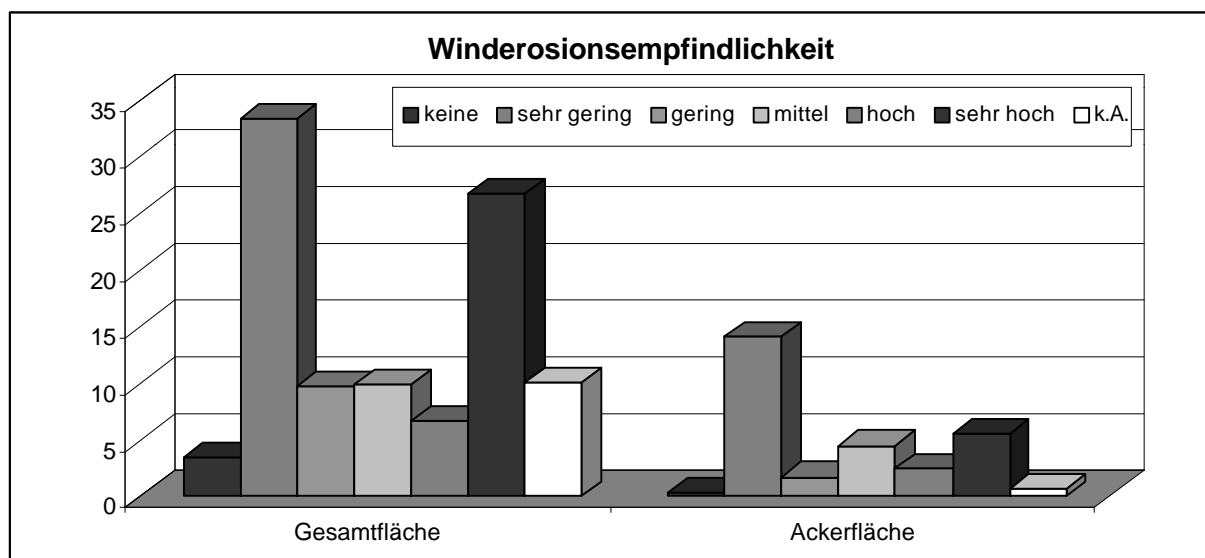


Abb. 5-9 Winderosionsempfindlichkeit im Gesamtgebiet und auf den Ackerflächen (Angaben in Prozent [%], Datenbasis BÜK 50 und Biotoptypenkarte)

Insgesamt können nach den NIBIS-Auswertungen gut 43 % des Gesamtgebietes als mittel bis sehr hoch winderosionsempfindlich eingestuft werden. Davon liegen ca. 7300 ha oder 12,5 % unter Ackerflächen, wo somit ein erhöhtes **Beeinträchtigungsrisiko** besteht (Methodendokumentation im Anhang).

Weitere 390 ha Ackerfläche liegen auf Niedermoorböden, die im NIBIS nicht bewertet wurden. Bei Ackernutzung und oberflächiger Abtrocknung müssen diese Standorte jedoch ebenfalls als hoch winderosionsgefährdet eingestuft werden, so dass sich der Prozentanteil von Flächen mit erhöhtem Beeinträchtigungsrisiko auf rund 13,2 % des Gesamtgebietes erhöht.

Exkurs zur Methodik auf Betriebsebene

Zur Beschreibung der Winderosionsempfindlichkeit auf Betriebsebene sind einige methodische Erläuterungen notwendig. Sie gelten im Prinzip für alle Empfindlichkeits- und Risikoauswertungen, die sich auf Schläge als Bewirtschaftungseinheiten beziehen.

Datengrundlage für die Auswertungen zu Boden und Wasser auf Betriebsebene ist die Bodenschätzung und die daraus abgeleitete Bodenkarte 1:5.000 (Bo 5). Die Kartiereinheiten dieser Datengrundlage decken sich nicht mit den Bewirtschaftungseinheiten der Landwirte (vgl. Abb. 5-10). In dem gezeigten Beispiel wurden 8 Kartiereinheiten der Bodenschätzung auf einem heute einheitlich bewirtschafteten Ackerschlag ausgewiesen. Dementsprechend reichen die Empfindlichkeitseinstufungen z. B. für die Winderosionsempfindlichkeit von sehr gering bis sehr hoch, für die Nitratauswaschungsempfindlichkeit hingegen nur von sehr gering bis gering.

Ziel der Erfassungen und Bewertungen ist es, Maßnahmenhinweise für eine boden- und wasserschonende Bewirtschaftungsweise zu geben. Da Bewirtschaftungsmaßnahmen bisher fast immer schlageinheitlich durchgeführt werden, scheint es jedoch notwendig, schlageinheitliche bzw. durchschnittliche Empfindlichkeiten und somit auch Ziele und Maßnahmen festzulegen (in Zukunft mögen sich mit Hilfe des „Precision-Farming“ andere Lösungsmöglichkeiten ergeben). Diese schlageinheitliche Festlegung von Boden- und Wasserempfindlichkeiten erfolgt mit Hilfe eines Entscheidungsschlüssels, der im Anhang dokumentiert ist. Dabei wird die Gewichtung so ausgelegt, dass in Zweifelsfällen eher eine höhere Schutzgutempfindlichkeit angenommen wird.

Im Folgenden wird daher für die Betriebsebene mit für die Schläge vereinheitlichten Werten weitergearbeitet. Sie weichen von ihren Flächensummen zwangsläufig von den originären Auswertungen des NIBIS ab.

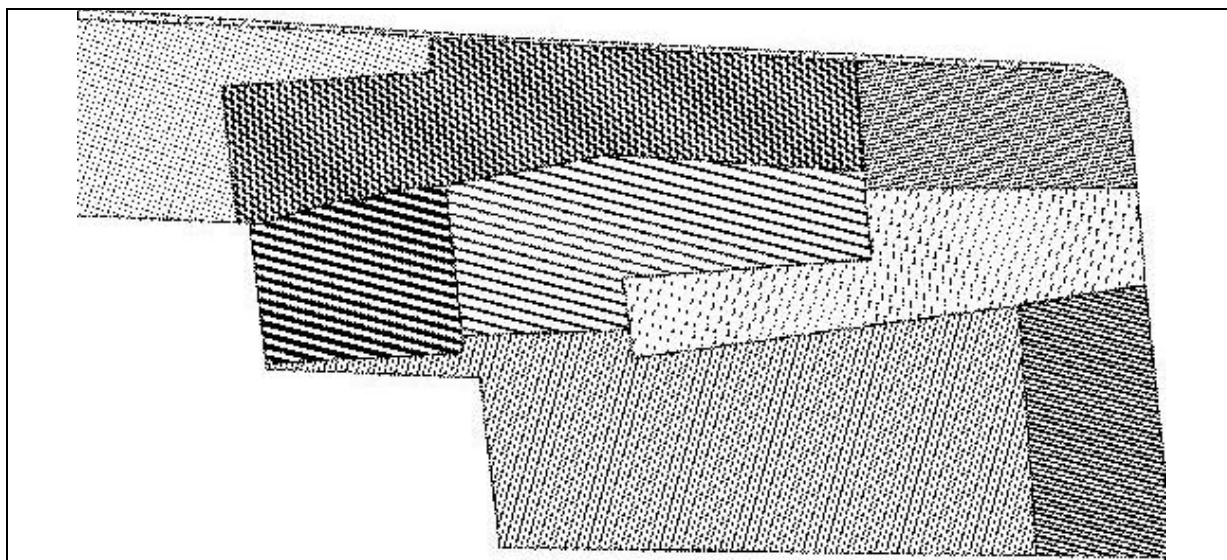


Abb. 5-10 Beispiel einer Verteilung von Kartiereinheiten der Bodenschätzung auf einem einheitlich bewirtschafteten Ackerschlag

Auf Betriebsebene ergibt sich folgendes Bild (vgl. Abb. 5-11, Karte 5): 75 % der Betriebsflächen (d. h. 1780 von 2370 ha) können nach NIBIS als nicht oder nur gering winderosions-**empfindlich** eingestuft werden, 14 % der Flächen sind hoch oder sehr hoch winderosions-empfindlich, die restlichen Flächen fallen in die mittlere Bewertungsstufe bzw. wurden nicht bewertet. Von den Ackerflächen müssen größere Anteile mit einem erhöhten Winderosionsrisiko angesprochen werden: 6 % der Ackerflächen liegen auf mittel und 8 % der Äcker auf hoch oder sehr hoch winderosionsempfindlichen Böden.

Mit Hilfe einer **Risikobewertung** können diese Aussagen weiter differenziert werden (zur Methodik siehe im Anhang). Entscheidend für das Winderosionsrisiko auf Ackerflächen ist die Ausgestaltung der Fruchtfolge: Entstehen lange Zeiträume ohne Bodenbedeckung, insbesondere während Phasen eines abgetrockneten Oberbodens und erosiver Windereignisse im Frühjahr und seltener im Herbst, ist eine höhere Belastung des Bodens anzunehmen als bei geschlossenen Vegetationsdecken (z. B. durch Wintergetreide oder Zwischenfruchtanbau).

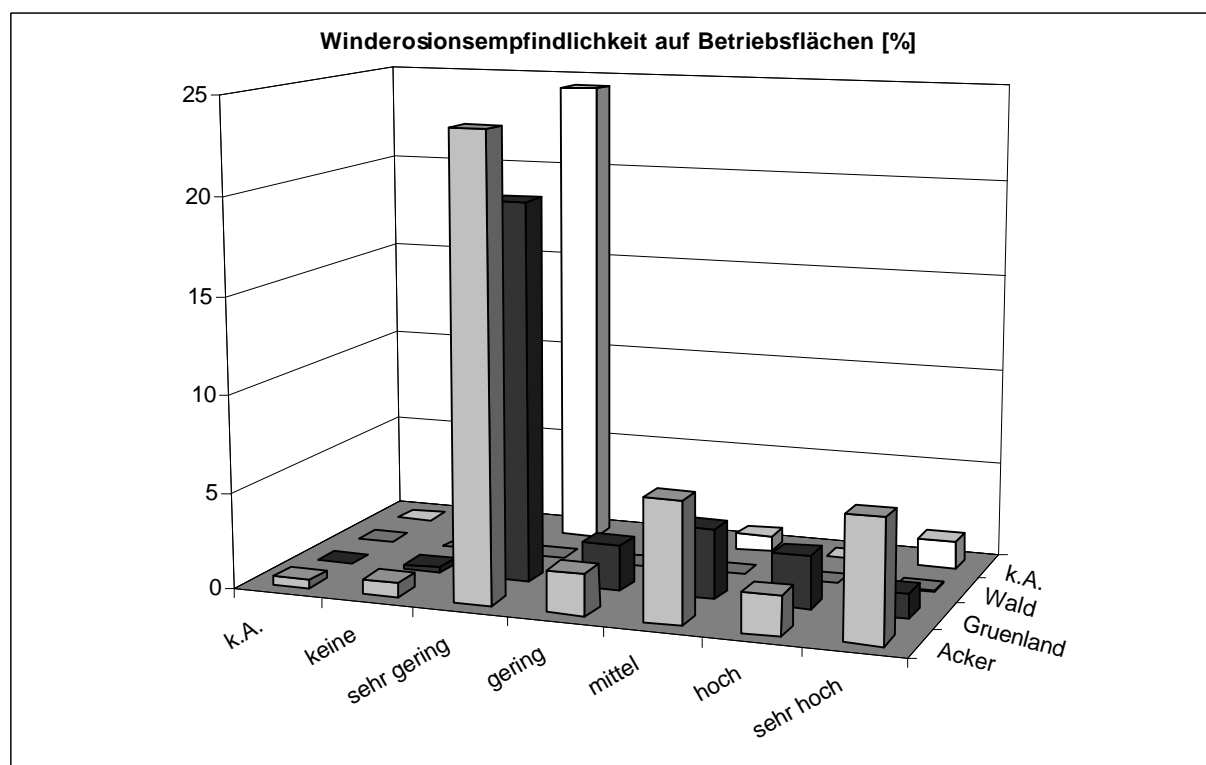


Abb. 5-11 Verteilung der Klassen der Winderosionsempfindlichkeit in den Betrieben auf die Nutzungstypen (Flächenangaben in Prozent [%]; Datenbasis Bo 5 und Betriebsbefragungen)

Eine **Risikobewertung** für die Ackerflächen konnte anhand der Fruchtfolge 1997-1999 durchgeführt werden (Karte 5). Da die Fruchtfolgen z. T. innerhalb der Betriebe rotieren, stellt die Bewertung eine Momentaufnahme dar. Andererseits wird gerade auf ertragsschwächeren Standorten, wie sie die sandigen winderosionsgefährdeten Flächen im Elbetal darstellen, häufig die identische Fruchtfolge über viele Jahre beibehalten. Typische Beispiele sind Mais-Wintergetreide-Fruchtfolgen mit unterschiedlichen Mais- und Getreideanteilen. Eine Dokumentation der Risikobewertung erfolgt im Anhang. Es zeigt sich, dass aufgrund der spezifischen Fruchtfolgegestaltung auf den winderosionsempfindlichen Flächen 5,6 % der Betriebsflächen ein hohes und sehr hohes Winderosionsrisiko zugewiesen werden muss, während nur ca. 1 % der Betriebsflächen in die mittlere Risikostufe fallen. Hierbei handelt es sich ausschließlich um Ackerflächen.

5.1.3.3 Verdichtungsgefährdung von Böden

Bodenverdichtung wird definiert als Zunahme der Bodenlagerungsdichte bzw. Verringerung des Porenvolumens gegenüber dem Ausgangswert (DÜRR et al. 1994). Dieser Vorgang hat z. T. natürliche Ursachen und wird durch das Eigengewicht von Böden bedingt. Aus landwirtschaftlicher und naturschutzfachlicher Sicht hiervon unterschieden werden müssen **Bodenschadverdichtungen**. Sie liegen als landwirtschaftlicher Sicht dann vor, wenn es entweder durch zu hohe mechanische Festigkeit des Bodens zu direkten oder durch die Störung des Luft- und Wasserhaushaltes zu indirekten Wachstumsstörungen der Pflanzenwurzeln kommt

(FRIELINGHAUS et al. 1997). Aus naturschutzfachlicher Sicht kann dann von Bodenschadverdichtungen gesprochen werden, wenn sich Wasser-, Luft- und Stoffhaushalt von Böden durch anthropogene Belastungen erheblich verändern und es somit zu verstärkten Oberflächenabflüssen, (Nähr-) Stoffverlusten oder verändertem Bodenleben kommt, um nur einige Beispiele zu nennen.

Es werden verschiedene Formen der Bodenschadverdichtung unterschieden (Tab. 5-14). Von besonderer Bedeutung sind die Unterboden- und Krumenbasisverdichtungen, da die Wiederherstellung der Bodenfunktionen in schadverdichteten Unterböden weder durch Naturkräfte noch durch mechanische Bodenlockerung vollständig gelingt (PETELKAU 1998). Sie werden durch hohe Rad-/ Achslasten verursacht. Durch das übliche Fahren in der Pflugsohle wird ihre Tiefenwirkung auf den Unterboden zusätzlich verstärkt.

Tab. 5-14 Formen der Bodenschadverdichtung in der Landwirtschaft (FRIELINGHAUS et al. 1997; DVWK 1998; PETELKAU 1998)

Krumenverdichtung	<ul style="list-style-type: none"> • tritt im Pflughorizont auf und soll durch regelmäßige Bodenbearbeitung (Pflügen, Fräsen, Grubbern) beseitigt werden • besonders auf bindigen Böden häufig Fragmentkörper mit hoher Interaggregatdichte (schleichender Strukturverlust)
Krumenbasisverdichtung	<ul style="list-style-type: none"> • tritt unterhalb des Pflughorizontes auf und wird durch den Raddruck landwirtschaftlicher Maschinen verursacht • insbesondere verursacht durch das Fahren in der Pflugfurche beim Pflügen • Mächtigkeit der Verdichtungshorizonte von 20-30 cm
Pflugsohlenverdichtung	<ul style="list-style-type: none"> • tritt unterhalb des Pflughorizontes auf und wird durch einheitliche Pflugtiefen verursacht • besondere Gefahr beim Pflügen unter zu feuchten Bedingungen bei tonigen und lehmigen Substraten
Unterbodenverdichtung	<ul style="list-style-type: none"> • tritt unterhalb von ca. 50 cm Tiefe auf und wird durch hohe Radlasten landwirtschaftlicher Maschinen verursacht • besonders schwer regenerierbare Unterbodenverdichtungen durch hohe Radlasten (Maschinengewicht je Rad) können nur bedingt durch Reduzierung der Kontaktflächendrücke (Gewichtskraft je Aufstandflächeneinheit), d. h. Einsatz breiterer Reifen, reduziert werden

Mögliche Auswirkungen von Bodenschadverdichtungen werden in der nachfolgenden Abbildung vereinfacht⁴ dargestellt (Abb. 5-12). Unmittelbar ertragswirksame Auswirkungen ergeben sich aus einer Abnahme der luftführenden Poren (O_2 -Mangel) und einer schlechteren mechanischen Durchwurzelbarkeit (schlechtere Nährstoffausnutzung). Darüber hinaus ergibt sich ein erhöhter Aufwand bei der nachfolgenden Bodenbearbeitung, ein erhöhter Zugkraftbedarf und Materialverschleiß. Es lassen sich also sowohl Ertragseinbußen als auch erhöhte Produktionskosten bei gravierenden Bodenschadverdichtungen feststellen (DVWK 1998). Der negative Einfluss auf die Artenvielfalt und Individuenzahl der Bodenfauna, der sich letztlich in einem schleichenden Verlust der Bodenfruchtbarkeit abzeichnet, lässt sich hingegen nicht so leicht quantifizieren. Negative Auswirkungen auf benachbarte Ökosystemkomparti-

⁴ So steigt die nutzbare Wasserkapazität zu Beginn einer Bodenverdichtung häufig an, da der Anteil der Mittelporen erhöht wird.

mente durch Begünstigung von Erosion, Oberflächenabfluss, Denitrifikation oder Nährstoff-
auswaschung werden i. d. R. ebenfalls übersehen.

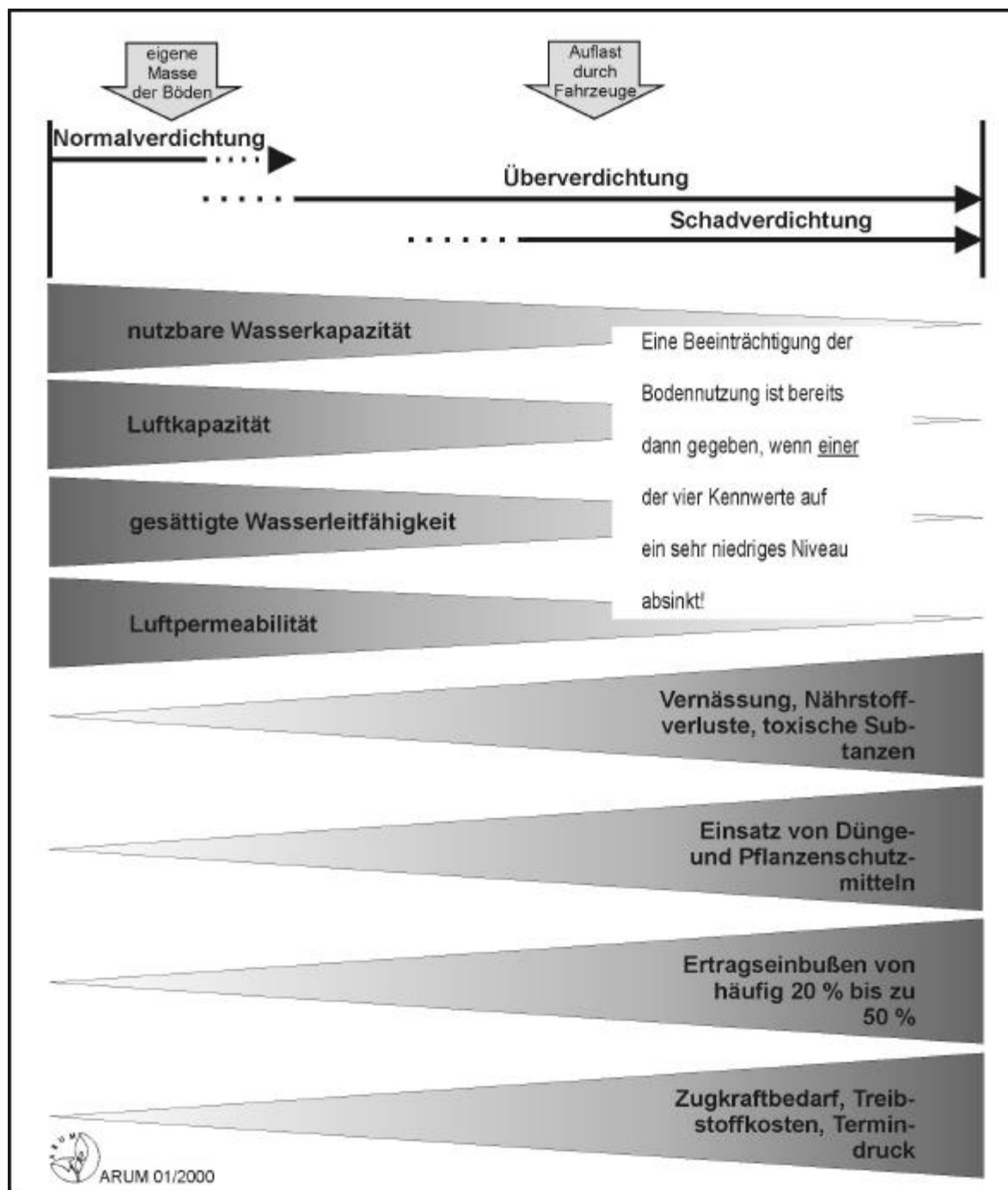


Abb. 5-12 Auswirkungen von Bodenverdichtungen (Zusammenstellung nach KTBL 1995, DÜRR et al. 1994, PETELKAU 1998)

Zur Ermittlung der Verdichtungsempfindlichkeit werden im NIBIS folgende Parameter herangezogen (NLFB 1997b; siehe dort auch ausführliche Dokumentation):

- Bodenart,
- Bodenkundliche Feuchtestufe,
- Humusgehalt,
- Carbonatgehalt,

- Grobbodenanteil und
- Verfestigungsgrad (des B-Horizontes bei Podsolen).

Die Bewertung erfolgt in 6 Stufen von sehr gering bis äußerst hoch.

Insbesondere Böden mit hohen Schluff- und Tongehalten sowie solche mit einem ausgeprägten Korngrößengemisch erweisen sich als hoch verdichtungsempfindlich, so dass eine Vielzahl der Auen- und Gleyböden des Untersuchungsgebietes dazugerechnet werden müssen (vgl. Abb. 5-13; 39 % des Gesamtgebietes, Karte 6). Da diese häufig mit den fruchtbaren Standorten koinzidieren, werden sie i. d. R. landwirtschaftlich genutzt. So ergibt sich, dass fasst alle hoch bis äußerst hoch verdichtungsempfindlichen Böden unter Acker- oder Grünlandnutzung liegen (insgesamt 35 %), wo ein erhöhtes Beeinträchtigungsrisiko angenommen werden muss. 46 % aller Böden können jedoch als nicht oder sehr gering verdichtungsempfindlich eingestuft werden. Hierbei handelt es sich überwiegend um Sandstandorte. Nach der **Risikobewertung** (Dokumentation der Methodik im Anhang) müssen 25 % des Gesamtgebietes mit hohen oder sehr hohen **Verdichtungsrisiken** angenommen werden. Davon sind 16 % Acker und 9 % Grünland (Karte 6).

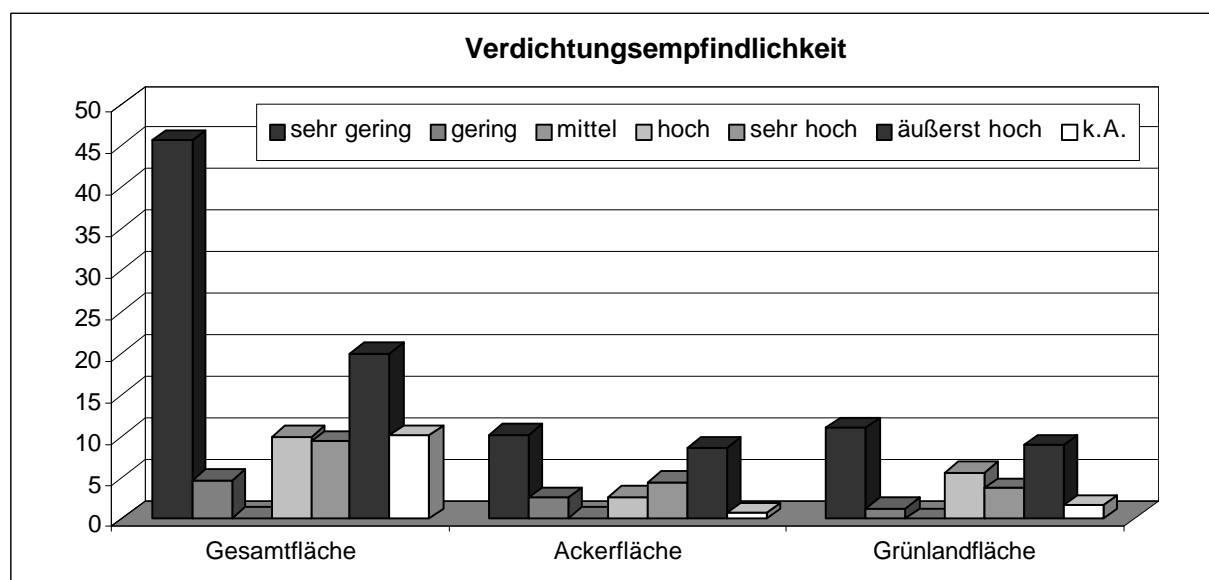


Abb. 5-13 Verdichtungsempfindlichkeit im Gesamtgebiet und auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen (Angaben in Prozent [%], Datenbasis BÜK 50 und Biotoptypenkarte)

Auf Betriebsebene zeichnet sich folgendes Bild ab (ein Betriebsbeispiel in Karte 7): Die verdichtungsempfindlichen Böden werden zu fast 100 % landwirtschaftlich genutzt (Angaben inkl. der Klasse „k.A.“), wobei 34 % der Betriebsflächen als hoch bis äußerst hoch verdichtungsempfindlich eingestuft werden. Im Gesamtgebiet sind 39 % der Fläche als hoch bis äußerst hoch verdichtungsempfindlich anzusprechen, wovon immerhin 35 % unter landwirtschaftlicher Nutzung sind (vgl. oben). Es fällt auf, dass hoch verdichtungsempfindliche Böden vom Ackerbau (im Vergleich zur Grünlandwirtschaft) eher gemieden werden. Diese Verteilung zeichnet sich sowohl für die Regions- als auch für die Betriebsebene ab, wobei auf Betriebsebene die Verteilung noch deutlicher wird. 6 % der äußerst hoch verdichtungsempfindlichen Böden liegen und Grünlandnutzung, hingegen nur 1 % unter Ackernutzung.

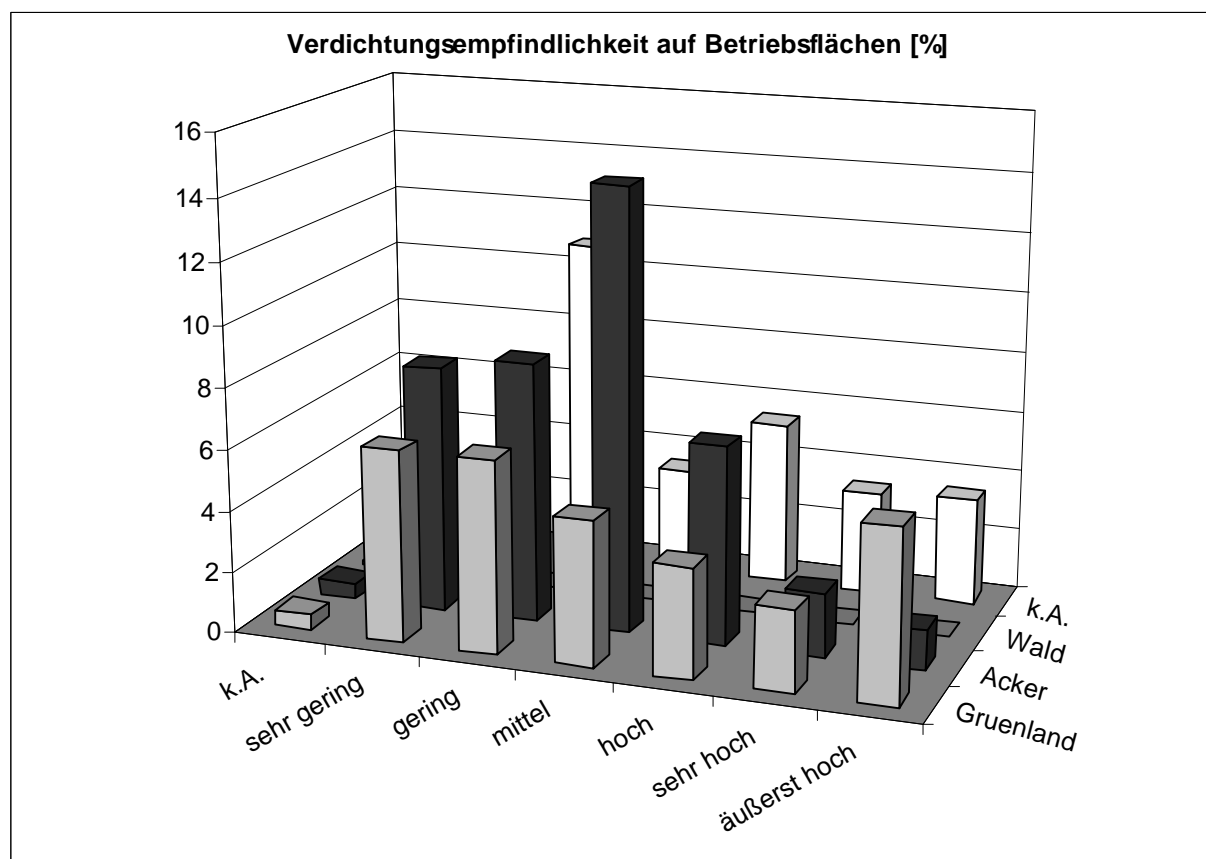


Abb. 5-14 Verteilung der Klassen der Verdichtungsempfindlichkeit in den Betrieben auf die Nutzungstypen (Flächenangaben in Prozent [%]; Datenbasis Bo 5 und Betriebsbefragungen)

Die Verdichtungsempfindlichkeiten sind auf den Betrieben jedoch nicht gleichmäßig verteilt. Je nach naturräumlicher Lage lassen sich vielmehr unterschiedliche Anteile an den Gefährdungsstufen konstatieren (Abb. 5-15). Betrieb 1 ist mit 88 % der Betriebsflächen am stärksten betroffen, Betrieb 2 mit nur 13 % am geringsten. Weiterhin ist zu beachten, dass sich die Empfindlichkeitsstufen unterschiedlich auf die Grünland- und Ackerflächen verteilen. Auf Ackerflächen besteht, wie oben erörtert, das größte Beeinträchtigungsrisiko. Auf Betrieb 1 liegen 73 % der hoch verdichtungsempfindlichen Böden unter Ackernutzung, im Betrieb 2 sind es nur 7 %, so dass im ersten Fall fast alle hoch verdichtungsempfindlichen Standorte auch ackerbaulich genutzt werden, im Betrieb ungefähr die Hälfte. Betrieb 4 weist insgesamt 38 % hoch verdichtungsempfindliche Standorte auf seiner Fläche auf, hat davon jedoch nur 7 % unter Ackernutzung. Dieses differenzierte Bild muss sich in den erforderlichen Maßnahmen widerspiegeln.

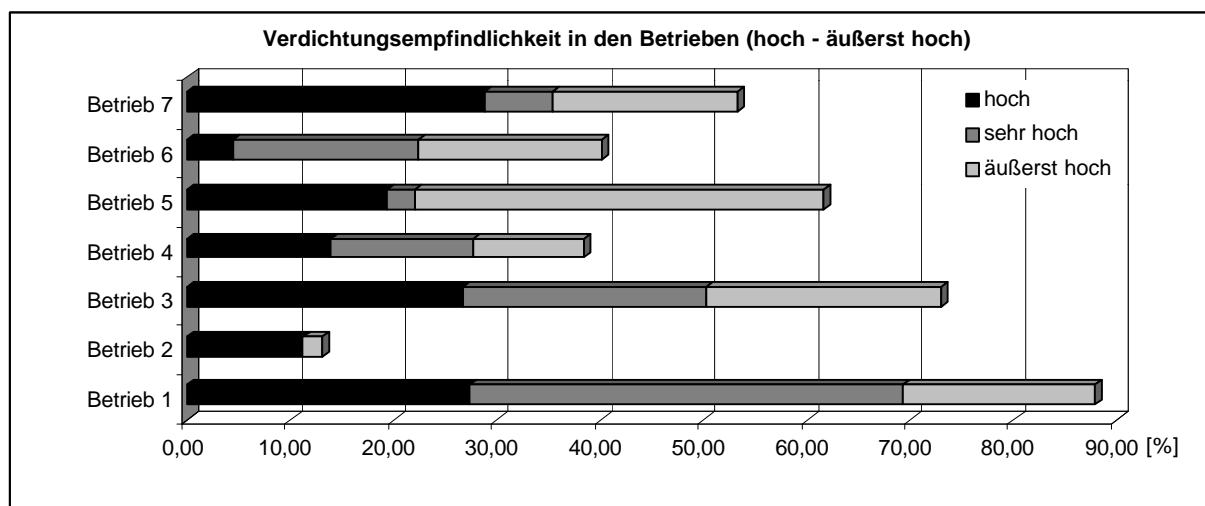


Abb. 5-15 Anteile an den hohen bis äußerst hohen Verdichtungsempfindlichkeitsstufen in den Betrieben in Bezug auf die jeweilige Betriebsfläche (Angaben in Prozent [%])

5.1.3.4 Zersetzungs-/ Sackungsgefährdung organischer Böden

Organische Böden (Hoch- und Niedermoore) als vollhydromorphe Böden zeichnen sich im unentwässerten Zustand durch Wassergehalte von mehr als 97 % aus; Niedermoorböden gelten dementsprechend bereits ab einem Wassergehalt <88 % als stark entwässert (AG BODEN 1994). Sie sind daher als Luftmangelstandorte zu bezeichnen und weisen starke Reduktionsmerkmale des Mineralkörpers auf (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Unter diesen Bedingungen wird die Zersetzung des Grobhumus gebremst, organisches Material kann sich akkumulieren. Das Vorkommen der Nieder- und Hochmoorböden deckt sich weitgehend mit dem Landschaftstyp „Moore“.

Da der Abbau der organischen Substanz mit der Luftzufuhr, d. h. den Grundwasserverhältnissen ursächlich korreliert ist und diese verhältnismäßig leicht beeinflusst werden können, müssen alle Niedermoorböden⁵ als hoch zersetzungsempfindlich eingestuft werden. Das gilt unabhängig von ihrem derzeitigen Zersetzungszustand. Im Untersuchungsgebiet sind insgesamt 4,17 % der Böden als organische Böden oder Böden mit organischer Auflage anzusprechen (vgl. Abb. 5-16), davon entfallen jeweils ca. 2 % auf echte Niedermoore und auf Grundwasserböden mit Niedermoorauflage.

35 % der Niedermoore werden als Grünland genutzt, knapp 17 % ackerbaulich und ca. 43 % liegen unter Wald. Unter allen Nutzungen sind mehr oder minder starke Standortveränderungen durch Entwässerung erfolgt (für den Wald vgl. NDS. ML & NDS. MU 1995a), so dass auf den Niedermooren flächenhaft sehr hohe **Beeinträchtigungsrisiken** festzustellen sind.

⁵ Im Untersuchungsgebiet ist eine kleine Hochmoorfläche vertreten, die allerdings nicht landwirtschaftlich genutzt wird und ringum von Wald umgeben ist. Hochmoore sind im Unterschied zu Niedermooren nicht grund- sondern regenwassergespeist. Das Hochmoor wird im Weiteren nicht berücksichtigt.

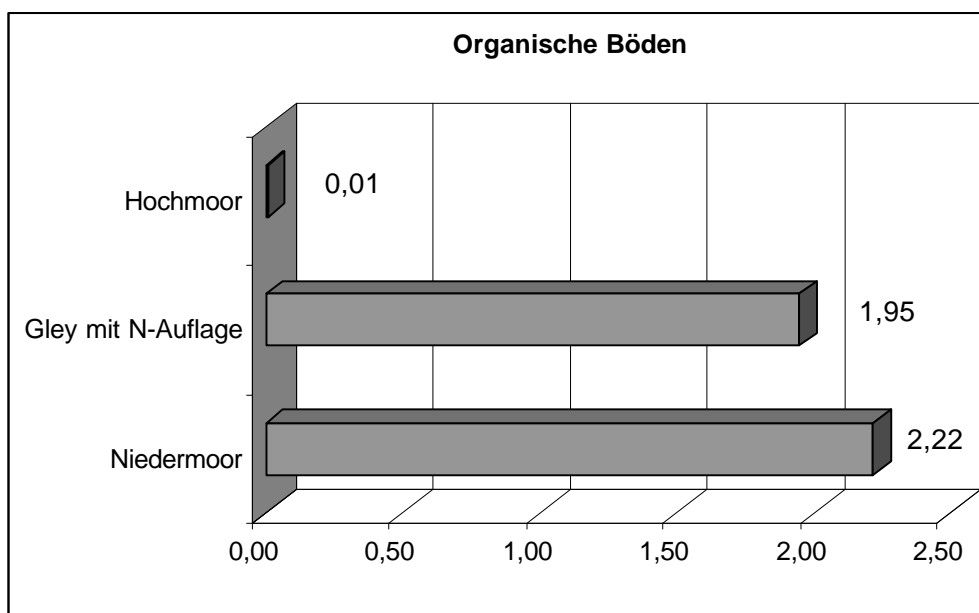


Abb. 5-16 Anteile organischer Böden im Untersuchungsgebiet (Angaben in Prozent [%]; Datenbasis BÜK 50)

Neben dem schleichenden Verlust relativ seltener und nur langsam regenerierbarer Böden kann die Stofffreisetzung aus entwässerten Niedermooren eine erhebliche Umweltbelastung darstellen. Der Wissenschaftliche Beirat Globale Umweltveränderungen verweist zu Recht auf die Senkenfunktion intakter Moore. So stellen Feuchtgebiete pro Flächeneinheit weltweit die größten Kohlenstoffvorräte im Boden dar (WBGU 1998). Aber auch andere Stoffe werden in größerem Umfang gespeichert. Organische Böden können einen Stickstoffgehalt bis zu 5 % aufweisen (SCHILLING 2000). Der Stickstoffgehalt von Mineralböden liegt im Bereich von 0,02 bis 0,4 %, das entspricht bei einer Krume von 30 cm einer Spanne von 900 bis 18.000 kg N/ha. Bei einem Abbau der organischen Substanz unter oxidativen Bedingungen werden Moore daher von **Stoffsenken** zu **Stoffquellen**, wobei auch Spurengase mit klimatischer Wirkung freigesetzt werden (CO_2 , CH_4 , N_2O). Bei einer tiefgreifenden Entwässerung entstehen Torfverluste von 6 bis 20 t/ha*a bei Stickstofffreisetzungen von 800 bis 2.500 kg N/ha*a; darunter Denitrifikationsverluste von bis zu 500 kg N. Stoffausträge im Dränagewasser können rund 70 kg N/ha*a betragen (SUCCOW 1998). KUNTZE et al. (1983) geben unter entwässerten Niedermoorstandorten Stickstoffmineralisierungsraten von bis zu 1.600 kg N/ha*a an.

Die Zersetzungsrückstände bzw. die Huminstoffneubildungen sind reich an hydrophoben Substanzen, so dass ein hoher Benetzungswiderstand entsteht. Bei spezifisch leichten Zersetzungsrückständen ist die **Winderosionsempfindlichkeit** daher sehr hoch (ebd.).

Auf der Betriebsebene werden nur in Ausnahmefällen Bodentypen der Niedermoore durch die Bo 5 ausgewiesen. Insgesamt können nur 0,1 % der Betriebsflächen als organische Böden angesprochen werden, das entspricht ca. 2,5 ha. Klassenzeichen der Bodenschätzung deuten jedoch in mehreren Fällen darauf hin, dass zumindest noch höhere organische Anteile in einigen Böden vorhanden sind. In einigen Fällen sind Niedermoore durch Sedimente überdeckt worden. Geländeuntersuchungen durch eine studentische Projektgruppe haben für die Renswiesen (Amt Neuhaus) ergeben, dass in Teilbereichen noch größere anmoorige

Flächen und Humusgleye anzusprechen sind (EHLERT et al. 2000). Potenziale für eine Niedermoorregeneration sind bei entsprechend arrondierbaren Gebietsteilen also durchaus gegeben.

5.1.3.5 Beeinträchtigungsrisiken durch Schwermetalle

Im natürlichen System der Elemente sind über 50 Schwermetalle enthalten, die über ihre Massendichte ($>5 \text{ g/cm}^3$) definiert sind (KUNTZE et al. 1991). Von diesen werden aufgrund ihrer human- oder ökotoxikologischen Relevanz jedoch nur wenige regelmäßig untersucht; dazu gehören Blei (Pb), Zink (Zn), Kupfer (Cu), Cadmium (Cd), Quecksilber (Hg), Nickel (Ni) und weitere, die in Abhängigkeit ihrer Konzentration und Mobilität zu einer Gefährdung der Schützgüter Boden, Wasser, Flora, Fauna und Mensch führen können (SCHNEIDER 1999).

Schwermetalle sind natürlicherweise in Gestein und Boden vorhanden (geogener Schwermetallgehalt). Zusätzliche Einträge erfolgen als Schwebstäube aus Verkehr oder Industrieabgasen über den Luftpfad oder durch das Aufbringen von Stoffen wie Wirtschafts- und Mineraldünger oder Sekundärrohstoffe (Klärschlämme, Komposte). Auch Sedimentdepositionen durch Überschwemmungen belasteter Fließgewässer, wie z. B. an der Elbe, können erheblich zu Schwermetallbelastungen beitragen.

Schwermetalle stellen im Boden aufgrund ihrer direkten toxischen Wirkung ein Gefährdungspotenzial für Bodenorganismen und Vegetation dar und können somit Bodenfruchtbarkeit und Nahrungsmittelproduktion beeinträchtigen. Sie sind nicht abbaubar, im Allgemeinen wenig mobil und können sich daher über längere Zeiträume zu toxischen Konzentrationen in eng begrenzten Bodenhorizonten anreichern. Die Schadwirkung hängt jedoch nicht allein vom messbaren Gesamtgehalt im Boden ab, sondern vor allem vom Lösungsverhalten der Schwermetalle, das wiederum wesentlich von den Bodeneigenschaften bestimmt wird. Zu nennen sind hier z. B. pH-Wert sowie Ton- und Humusgehalte der Böden. Insbesondere eine Absenkung des pH-Wertes im Boden kann eine kurzfristige Mobilisierung der bislang gebundenen Schwermetalle auslösen, die damit z. B. für Pflanzen verfügbar werden oder mit dem Sickerwasser ausgewaschen werden können.

Aufgrund der engen Wechselwirkungen der Stoffflüsse zwischen Boden und Grundwasser, darf das Schwermetallbindungsvermögen der Böden nicht isoliert betrachtet werden: Geringe Bindungsstärken des Bodens können eine Grundwassergefährdung bewirken; hohe Akkumulationsneigungen hingegen erhöhen zwar den Grundwasserschutz, gefährden aber verschiedene Bodenfunktionen, was wiederum zu einer erhöhten Grundwassergefährdung führen kann. Diese gegenseitigen Abhängigkeiten sind zu berücksichtigen, wenn im Folgenden das Thema erörtert wird.

Die Bindungsstärke des Oberbodens für Schwermetalle wird nach der NIBIS-Methodenbank anhand der Parameter

- Schwermetallart,
- pH-Wert,
- Bodenart und Tongehalt,

- Humusgehalt und Auflagehorizont

ermittelt und ggf. je nach Grobboden oder Festgestein modifiziert. Eine ausführliche Beschreibung der Methode findet sich in NLFB (1997b).

Im Untersuchungsgebiet dominieren hohe und sehr hohe Bindungskapazitäten für Schwermetalle, 6 % der Böden wird eine mittlere Bindungsstärke zugewiesen. 62 % der Flächen mit mittlerem bis sehr hohem Bindungsvermögen liegen unter Acker und Grünland, 23 % unter Wald. Von einer „Empfindlichkeit“ der Böden gegenüber Schwermetallakkumulation sollte in diesem Zusammenhang eher nicht gesprochen werden, da bei höheren „Empfindlichkeiten“ gleichzeitig ein besserer Grundwasserschutz besteht. Dies wird besonders deutlich, wenn Schwermetallbindungsvermögen und Grundwassergefährdung durch Schwermetalle parallel ausgewertet werden, wie auf Betriebsebene geschehen (Abb. 5-18).

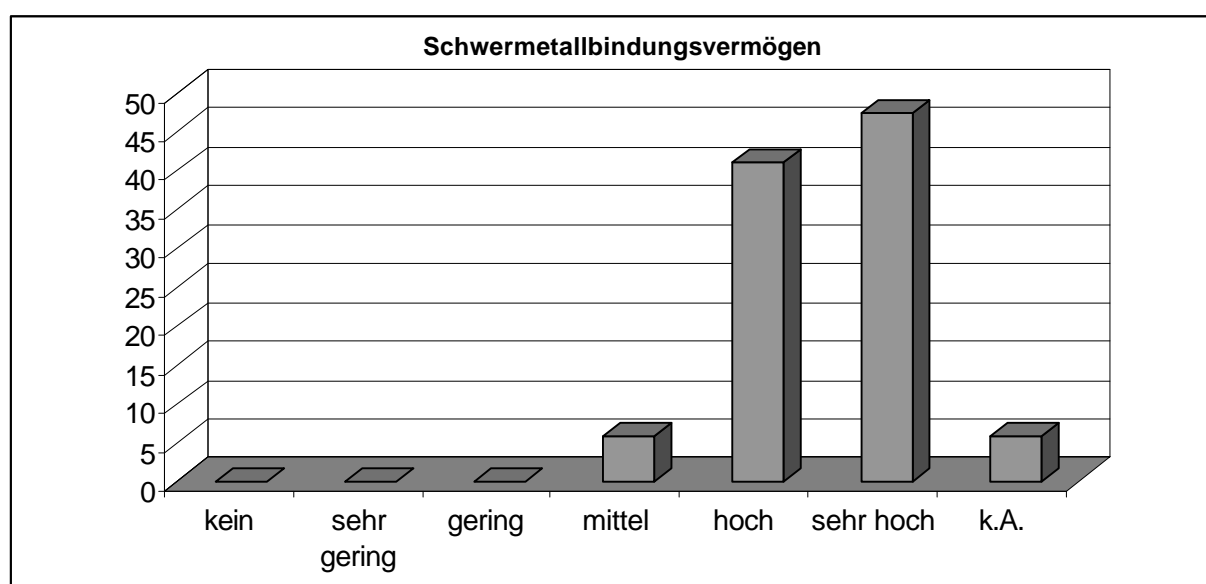


Abb. 5-17 Bindungsstärke des Oberbodens für Schwermetalle im Gesamtgebiet (Angaben in Prozent [%], Datenbasis BÜK 50)

Der Vergleich auf Betriebsebene zeigt, dass beide Auswertungen relativ eng miteinander korreliert sind (ein Betriebsbeispiel in Karte 8). Hohe und sehr hohe Bindungsstärken des Oberbodens für Schwermetalle spiegeln sich offensichtlich weitgehend in mittleren und geringen Grundwassergefährdungen wieder. Eine 1:1-Übersetzung kann hierbei nicht erfolgen, da bei der Beurteilung der Grundwassergefährdung weitere Parameter wie die klimatische Wasserbilanz, die Grundwasserstufe und die Filterstrecke berücksichtigt werden müssen (vgl. NLFB 1997b). Sehr hohe Gefährdungen des Grundwassers unter Acker und Grünland treten nur auf ca. 2 % der Betriebsflächen auf, mittlere Gefährdungen immerhin auf 18 % der Betriebsflächen. In mehr oder weniger intensiv genutzten landwirtschaftlichen Böden kann aufgrund weitgehend ausgeglichener pH-Werte insgesamt von einer geringen Mobilität der Schwermetalle ausgegangen werden.

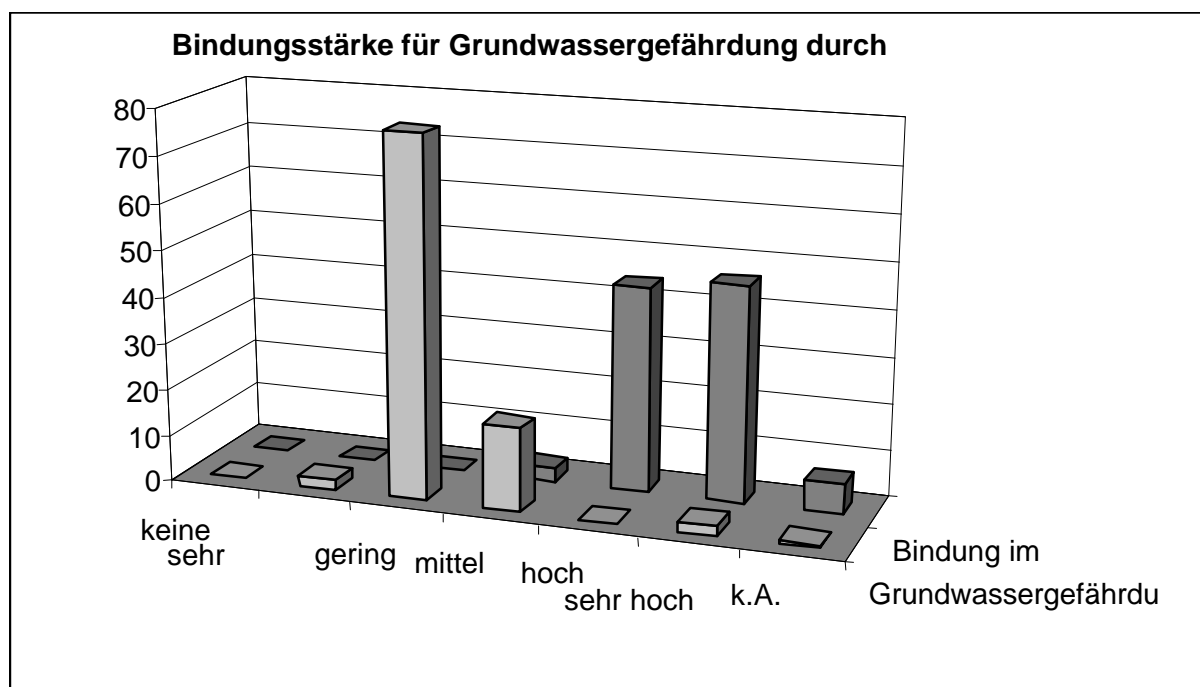


Abb. 5-18 Gegenüberstellung der Auswertungen „Bindungsstärke des Oberbodens für Schwermetalle“ und „Gefährdung des Grundwassers durch Schwermetalle“ auf Betriebsebene (Angaben in Prozent [%], Datenbasis Bo 5)

Aktuelle Messwerte von Schwermetallen (vgl. TP „FH Suderburg“; URBAN et al. 2001) sind von natürlichen Hintergrundbelastungen zu trennen, wenn die Maßgaben des BBodSchG bzw. der BBodSchV angewendet werden sollen. Werden die Prüfwerte der BBodSchV überschritten, so besteht nach § 3 Abs. 4 BBodSchV der hinreichende Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung im Sinne des § 2 Abs. 3 BBodSchG. Das gilt jedoch nicht bei Böden mit naturbedingt erhöhten Gehalten an Schadstoffen (geogene Belastung), soweit diese nicht durch Einwirkungen auf den Boden in erheblichem Umfang freigesetzt werden (§ 4 Abs. 8 BBodSchV). Ähnliche Aussagen gelten bei einer Überschreitung der Vorsorgewerte.

In Niedersachsen wurden die Hintergrundwerte für verschiedene Bodenarten/ Ausgangsgesteine und verschiedene Nutzungen gemäß den Vorgaben der BBodSchV bzw. der LABO ermittelt (SCHNEIDER 1999). Für die Auenbereiche außerhalb des Einflussbereiches des Harzes wurden die in Tab. 5-15 dargestellten Werte ermittelt. PRANGE et al. (1998) haben speziell für den Elbestrom z. T. deutlich abweichende Hintergrundwerte ermittelt. Vergleichsweise wurden die Vorsorgewerte der BBodSchV gegenübergestellt. Es wird deutlich, dass in fast allen Fällen die 50-Perzentil-Werte der natürlichen Hintergrundwerte in Auen die Vorsorgewerte unterschreiten, mit Ausnahme der Werte für Blei (Pb). Die 90-Perzentil-Werte liegen hingegen mit der Ausnahme von Nickel (Ni) deutlich über den Vorsorgewerten. Die Mittelwerte für Chrom und Nickel nach PRANGE et al. (1998) überschreiten die Vorsorgewerte der BBodSchV.

Tab. 5-15 Geogene Hintergrundwerte für Schwermetalle in Auensedimenten außerhalb des Einflussbereiches des Harzes (nicht differenziert nach Nutzungen, Angaben in [mg/kg TS]) im Vergleich zu den Vorsorgewerten nach BBodSchV

	Schwermetallgehalte in Auensedimenten [mg/kg TS] (SCHNEIDER 1999)							
	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Probenzahl	99	1120	762	1228	404	856	1230	1230
50-Perzentil	5	0,7	22	21	0,19	10	78	132
90-Perzentil	9	7,2	63	65	0,93	26	360	1028
Geogene Hintergrundwerte des Elbestroms [mg/kg] (PRANGE et al. 1998)								
Mittelwert	24	0,4	117	32	—	53	29	150
Vorsorgewerte für Böden [mg/kg TS] nach BBodSchV ¹⁾								
Bodenart Lehm/ Schluff ²⁾	—	1,0	60	40	0,5	50	70	150
Anmerkung: ¹⁾ Die BBodSchV schränkt die Vorsorgewerte insoweit ein, als das für Böden mit naturbedingt erhöhten Hintergrundgehalten keine weitere Vorsorge zu treffen ist, soweit eine Freisetzung der Schadstoffe oder zusätzliche Einträge keine nachteiligen Auswirkungen auf die Bodenfunktionen erwarten lassen. ²⁾ Die Böden der Aue sind sehr heterogen, so dass auch die Bodenarten Ton und Sand vertreten sind, für die andere Vorsorgewerte gelten. Die Bodenarten Lehm/ Schluff sind jedoch vorherrschend.								

Belastungen durch Schwermetalleinträge über **Düngemittel** können je nach Art und Herkunft z. T. erhebliche Ausmaße annehmen. So kann Schweinegülle bis zu 35 g Kupfer pro m³ enthalten (LUFA OLDENBURG 1992; zit. in HYDRO AGRIC DÜLMEN 1993). Mineralische Rohphosphate können je nach Herkunftsort teilweise erhöhte Anteile an Schwermetallen, insbesondere Cadmium enthalten. Bei einer angenommenen P₂O₅-Düngung von 61 bis max. 120 kg/ha, werden durchschnittlich 3-5 g Cadmium/ha und Jahr ausgebracht (SRU 1985). Untersuchungen über die landwirtschaftlichen Schwermetalleinträge in den Auswahlbetrieben haben ergeben, dass insgesamt verhältnismäßig geringe Mengen an Schwermetallen den Betrieb durchlaufen und sich auf den Wirtschaftsflächen akkumulieren (vgl. Tab. 5-16). Die Einträge erfolgen jedoch kontinuierlich und sind somit über lange Zeiträume zu bewerten. Die Eintragsraten der Elemente Cadmium (Cd) und Zink (Zn) sind vergleichsweise am kritischsten zu beurteilen: Hochgerechnet auf eine 30 cm mächtige Ackerkrume würden die derzeit gültigen Grenzwerte der Klärschlammverordnung für den Boden nach rund 2.400 bzw. 1.550 Jahren erreicht.

Tab. 5-16 Schwermetallbilanz für einen Auswahlbetrieb (Bilanzmethode nach WILCKE & DÖHLER 1995)

Faktoren (Gemischtbetrieb, 124,5 ha LF)	Menge/ha	Schwermetallgehalte [g/ha*a]					
		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
EINTRÄGE							
Verwitterung		0,100	2,000	3,500	0,800	0,800	2,300
Deposition		2,500	7,000	52,600	11,000	57,200	540,000
Beregnungswasser		-	-	-	-	-	-
Sojaextraktionsschrot	3,345 dt	0,030	0,411		6,555	0,211	
Milchausstauscher	0,116 dt	0,000	0,001	0,003	0,001	0,004	0,508
Summe zugekauftes Futter:		0,030	0,413	0,003	6,557	0,215	0,508
N	0,064 t	0,016	0,499	0,241	0,225	1,158	2,598
P ₂ O ₅	0,021 t	0,200	11,463	0,487	0,530	0,158	4,590
K ₂ O	0,003 t	0,000	0,019	0,010	0,009	0,001	0,012
Summe Mineraldünger:		0,217	11,981	0,738	0,764	1,317	7,199
Pflanzenschutz Gesamtaufwand:	2,209 kg	0,442	0,000	0,271	0,000	0,607	0,329
Diffuse Einträge: (SM-Flüsse Wirtschaftsdünger abzügl. SM-Flüsse Eigenfutter u. Importfutter)		0,388	7,875	45,230	0,000	5,745	225,646
SUMME EINTRÄGE:		3,677	29,269	102,342	19,120	65,884	775,983
INTERNE UMSÄTZE							
Rindergülle	11,289 m³	0,362	4,683	41,996	4,442	7,179	197,958
Stallmist (TS)	1,908 dt	0,084	3,817	7,443	1,908	1,336	40,650
Roggen u. Triticale	6,890 dt	0,014	0,200	3,989	0,220	0,124	10,376
Hafer	0,402 dt	0,001	0,012	0,217	0,054	0,020	2,077
Silomais	13,100dt	0,013				2,410	
SUMME INTERNE UMSÄTZE:		0,474	8,712	53,645	6,625	11,070	251,060
AUSTRÄGE							
Auswaschung		1,200	3,500	21,300	5,500	5,900	240,000
Winterroggen	10,81 dt	0,022	0,313	6,257	0,335	0,195	16,274
Rindfleisch	0,14 t	0,002	0,020	0,092	0,010	0,006	4,502
Milch	3,13 t	0,005	0,078	0,313	0,078	0,019	11,904
Summe Verkauf:		0,028	0,412	6,662	0,423	0,220	32,680
SUMME AUSTRÄGE		1,228	3,912	27,962	5,923	6,120	272,680
BILANZ [g/ha*a]		2,45	25,36	74,38	13,20	59,76	503,30

Auch im Vergleich zu den zulässigen zusätzlichen jährlichen Frachten nach BBodSchV (gemessen über alle Wirkungspfade)⁶ können anhand der Schwermetallbilanzen keine überhöhten Werte festgestellt werden. Das Belastungspotenzial durch die Landwirtschaft ist im Gebiet insgesamt eher als gering einzustufen.

⁶ Nach der Bundes-Bodenschutzverordnung greifen die „zulässigen zusätzlichen jährlichen Frachten“ nur, wenn auf den betrachteten Flächen die Vorsorgewerte überschritten werden (§ 11 Abs. 1 BBodSchV).

Anders ist die Situation im Elbe-Außendeichsbereich zu bewerten. Frische Elbsedimente müssen nach wie vor als hoch schwermetallbelastet eingestuft werden, so dass sich gerade in den häufig überfluteten Auenböden sehr hohe Werte nachweisen lassen. KRÜGER et al. (1998) haben an der Unteren Mittel-Elbe außendeichs gegenüber binnendeichs durchschnittlich zwei- bis sechsfach erhöhte Werte für Chrom, Kupfer, Nickel, Zink und Blei gefunden.

Im Rahmen eines Messprogramms der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) wurden von 1991 bis 1994 zwischen der deutsch-tschechischen Grenze und Schnackenburg jährlich Sedimentproben entnommen (hierzu und zu den folgenden Angaben vgl. UBA 1997). Für Kupfer, Quecksilber, Zink, Blei, Zinn und Arsen wird ein fallender Trend der Belastung der Sedimente festgestellt: Die Cu-Konzentrationen gingen von rund 400 mg/kg (1991) auf ca. 200 mg/kg (1994) im frischen Elbsediment zurück. Die Cadmium-Gehalte mit einem mittleren Wert von 8-12 mg/kg sind hingegen über die gesamte Untersuchungszeit hoch. Sie werden u. a. durch die Fracht der Mulde geprägt. Schwermetall"altlasten" sowie aktuelle Belastungen insbesondere im Überflutungsbereich der Elbe können mit Auswirkungen auf die landwirtschaftliche Verwertbarkeit der Grünlandaufwüchse verbunden sein und sich ggf. negativ auf Vermarktungschancen auswirken. Um hierzu Aussagen treffen zu können, sind jedoch umfangreiche und detaillierte Untersuchungen notwendig.

5.1.3.6 Beeinträchtigungsrisiken durch organische Schadstoffe

Unter der Überschrift organische Schadstoffe werden hier ausschließlich Dioxine betrachtet. Hinter dem Begriff Dioxine verbergen sich insgesamt 210 mögliche Einzelverbindungen, die unterschiedliche Umweltwirkungen haben können. Für vergleichbare Bewertungen werden die analytisch ermittelten Gehalte auf „Toxizitätsäquivalent-Einheiten“ (I-TEq)⁷ umgerechnet. Im Weiteren wird von Polychlorierten Dibenzodioxinen und Dibenzofuranen (PCDD/F) gesprochen (hierzu und zu den weiteren Ausführungen vgl. MELF 1993).

Die **Hintergrundwerte** in Niedersachsen für die Dioxinbelastung liegen bei 5,1 ng I-TEq/kg TS (PCDD/F-Gehalte in 0-10 cm Tiefe im Boden). Diese Ergebnisse der Messstelle Echem des NLFb decken sich gut mit Angaben der LUFA Hameln und liegen innerhalb der bundesweit ermittelten Bandbreite.

An **aktuellen Belastungen** ist zu unterscheiden zwischen Boden-, Futter- und Nahrungsmittelbelastungen. Von den 11 Probenstellen liegen 7 im oder gerade außerhalb des Untersuchungsgebietes. Alle unterliegen den natürlichen Überflutungen der Elbe. Tab. 5-17 zeigt die vorgefundenen Werte. Alle I-TEq-Werte der oberflächennahen Proben liegen sehr deutlich über den durchschnittlichen Vergleichswerten der Hintergrundbelastung. Haupteintragspfad ist das Überflutungswasser der Elbe bzw. ihre Suspensionsfracht. Die Höhe der Bodenbelastung ist auch nicht durch ein einzelnes Schadensereignis zu erklären, vielmehr handelt es sich um langjährige Akkumulationen. PCDD/F im Boden sind fest an die organische Substanz gebunden. Ein Abbau oder eine Verlagerung findet praktisch nicht statt. Auch photo-

⁷ Die I-TEq-Werte werden über ein international abgestimmtes Berechnungsverfahren ermittelt; nationale Berechnungsverfahren weichen davon je nach Probenart unterschiedlich stark ab.

chemische Umwandlungsprozesse sind in wenigen Zentimeter Tiefe im Boden bereits ausgeschlossen. Aufgrund der geringen Mobilität und der hohen Persistenz von PCDD/F bleiben diese auf unbestimmte Zeit im Boden erhalten.

Die Umweltministerkonferenz hat 1991 (zit. in MELF 1993) folgende Richtwerte empfohlen, die sich an der Hintergrundbelastung und humantoxikologischen Erkenntnissen orientieren:

bis 5 ng I-TEq/kg	uneingeschränkte Nutzung,
5 bis 40 ng I-TEq/kg	bei landwirtschaftlicher Nutzung vorsorgende Handlungsempfehlungen,
ab 40 ng I-TEq/kg	Einschränkung bestimmter landwirtschaftlicher Nutzungen.

Tab. 5-17 Dioxinproben in der Elbtalaue

Proben-Nr. / -tiefe	Ortsbezeichnung	Bodentyp	Bodenart	BODEN I-TEq ng/kg TS	GRAS/ HEU I-TEq ng/kg TS	MILCHFETT I-TEq pg/g Milchfett
S1 (0-5 cm)	Sassendorf	A-G43	Tu3	1042	0,23/ 0,42/ 2,63/ 7,17	
S1 (-16 cm)		A-G43	Tu3	1308		
S1 (-36 cm)		A-G43	Tu3	78		
S1 (-56 cm)		A-G43	Tu3	5		
S2 (0-5 cm)		A-G43	Tu3	1124		
S3 (0-5 cm)		G-A33	Tu3	543		
S4 (0-5 cm)		A-G43	Tu3	795		
S5 (0-5 cm)		A-G43	UI3	605		
S6 (0-5 cm)		A-G43	Tu3	331		
S7 (0-5 cm)		G-A34	Tu3	901	0,14/ 0,46/ 0,63	
S7 (-17 cm)		G-A34	Tu3	2340		
S8 (0-5 cm)		A-G43	Tu2	1041		
AW (0-5 cm)	Alt Wendischthun	A-G43	Tu3	276	0,14	1,72
NG (0-5 cm)	Neu Garge	A-G42	Tu3	571		
P (0-5 cm)	Pommiau	A-G51	Lt2	158		
T (0-5 cm)	Tiessau	A-G51	Lt2	341	0,12	1,55
BR (0-5 cm)	Brandleben	A-G42	Tu3	214	0,68	2,65
G (0-5 cm)	Gorleben	A-G51	Tu4	491	0,17	2,42
Bodendauerbeobachtungsfläche Echem (0-10 cm)		MF42	Tu3	Ø 5		

Ein direkter Zusammenhang zwischen Bodenkonzentrationswerten und Kontaminationen von Grünlandaufwuchs konnte in der zitierten Studie nicht herausgearbeitet werden. Auf den Probeflächen wurden variierende Transferfaktoren von 0,0001 bis 0,0068 gefunden. Die I-TEq-Werte im Gras/Heu schwanken damit zwischen 0,12 (Tiessau) und 7,17 I-TEq ng/kg TS. Bis auf zwei Werte liegen alle Messungen unter 1,0 I-TEq ng/kg TS. Auch für die Korrelation I-TEq-Werte im Gras bzw. Heu und im Milchfett lässt sich kein einheitlicher Transferfaktor feststellen. In allen Fällen werden jedoch die vom Umweltbundesamt und Bundesgesundheitsamt veröffentlichten maximalen Richtwerte von 5,0 pg⁸ I-TEq/g Milchfett nicht erreicht, die anzustrebende Zielgröße von 0,9 pg I-TEq/g jedoch überschritten.

⁸ 1 pg = 1 Pikogramm = 0,000 000 000 001 g

5.1.4 Synoptische Bewertung des Status quo — Boden

Aufgrund der Vielzahl der untersuchten Themenkomplexe erscheint es sinnvoll, bereits für das Schutzgut Boden eine erste synoptische Bewertung durchzuführen. Hilfsmittel hierzu können sog. „Hot-Spots-Karten“ sein, die Bereiche besonderer Werte von Böden, besonderer Bodenempfindlichkeiten oder besonderer Beeinträchtigungsrisiken in einer Gesamtschau zusammenfassen. Auf diese Weise können erste räumliche Schwerpunkte aus Bodenschutzsicht ermittelt und den Landschaftstypen zugeordnet werden.

In der Karte 9 sind die Hot-Spots „Besondere Werte Boden“ und „Besondere Beeinträchtigungsrisiken Boden“ dargestellt. Tab. 5-18 gibt einen Eindruck der räumlichen Schwerpunkte von besonderen Werten und Beeinträchtigungsrisiken in den Landschaftstypen.

Zu beachten ist, dass die flächenmäßigen Schwerpunkte des jeweiligen Betrachtungsgegenstandes bewertet wurden, ohne ihre absolute Flächengröße zu berücksichtigen. Daher wird das Wassererosionsrisiko in drei von neun Landschaftstypen aufgeführt, obwohl hohe Risiken nur auf 0,5 % des Gesamtgebietes bestehen, während hohe oder sehr hohe Verdichtungsrisiken nur in den Landschaftstyp B und Bm aufgeführt werden, jedoch auf 25 % der Gesamtfläche auftreten, darunter auch in den Landschaftstypen A, Na und Nb, wenn auch mit geringen Flächenanteilen.

Tab. 5-18 Schwerpunkte der „Besonderen Werte Boden“ und „Besonderen Beeinträchtigungsrisiken Boden“ in den Landschaftstypen (Flächenanteile im Bezug zur Gesamtgebietsfläche)

Landschaftstypen	A	B	Bm	G	D	T	Na	Nb	M
Hot Spots Boden	Stromland-Außen-deichs-flächen	Stromland-Binnen-deichs-flächen	Flussmarsch innerhalb des Binnenstromlandes	Geestränder und -inseln	Dünenfelder	Talsandflächen (fluviale Ablagerungen, Flug-sande)	Niederungen der Nebenflüsse -außen-deichs-	Niederungen der Nebenflüsse -binnen-deichs-	(Nieder-) Moore
Besondere Werte	S X	S F		X	N X	N X		S N	N O
Besondere Beeinträchtigungsrisiken	Wa	Wi V	V	Wi	Wa	Wi	Wa	Wi	Z
<u>Erläuterungen:</u> S Vorkommen Seltener Böden N Vorkommen Naturnaher Böden (hoch/ sehr hoch) O Organische Böden (Niedermoore) F Böden mit besonders hoher natürlicher Fruchtbarkeit (sehr hoch/ äußerst hoch) X Extrem- und Sonderstandorte (Böden mit besonderen Eigenschaften, Überflutungsstandorte) Wi Beeinträchtigungsrisiko Winderosion hoch/ sehr hoch Wa Beeinträchtigungsrisiko Wassererosion hoch (durch Niederschlag oder Überflutung) V Beeinträchtigungsrisiko Verdichtung hoch/ sehr hoch Z Beeinträchtigungsrisiko Zersetzung organischer Substanz hoch/ sehr hoch Für die Bodengefährdung „Akkumulation von Schwermetallen“ wurde keine Risikobewertung durchgeführt.									

Es wird deutlich, dass sich die Böden mit besonderen Werten, die von extensiven Nutzungen abhängig sind (Naturnähe, extreme Eigenschaften), auf die weniger landwirtschaftlich genutzten Landschaftstypen wie die Geestränder, Dünen, Talsande und Moore verteilen. Besonders fruchtbare Böden haben ihren Schwerpunkt im Binnenstromland außerhalb des aktuellen Überflutungseinflusses.

Die Flächen mit hohen Winderosionsrisiken verteilen sich auf die sandigen Standorte auf den Geesträndern, den Talsandflächen und z. T. den Niederungen der Elbenebenflüsse. Wasererosionsrisiken treten in den Überschwemmungsgebieten sowie z. T. auf den stärker geneigten Dünenstandorten auf. Hohe Verdichtungsrisiken treten sehr großflächig fast in der gesamten ehemaligen Überflutungsaua auf (heute Binnendeichsgebiete).

5.2 Oberflächenwasser

Wasser ist Grundlage allen menschlichen, tierischen und pflanzlichen Lebens. Wasser nimmt aufgrund seiner physikalisch-chemischen Eigenschaften als Lösungs- und Transportmittel im Stoffkreislauf des Naturhaushaltes eine besondere Stellung ein. Es bildet einen Kreislauf aus Niederschlag, Verdunstung, Oberflächenabfluss und Versickerung, wobei ein Teil des Niederschlags sich in den Oberflächengewässern sammelt, ein anderer Teil dem Grundwasser zugeführt wird. Das Grundwasser kann schließlich über Quellen wieder zu Tage treten oder als Trinkwasser gewonnen werden. Die Regulations- und Regenerationsfunktionen des Wassers sollen im folgenden getrennt nach Qualität und Quantität von Grund- und Oberflächenwasser betrachtet werden.

Im niedersächsischen Elbetal kommt dabei den Überflutungsverhältnissen, bestimmt durch die Hydrodynamik der Elbe, und den damit eng korrelierten Grundwasserverhältnissen eine besondere Bedeutung zu. Diese beiden Faktoren bestimmen in weiten Bereichen des Untersuchungsgebietes sowohl die landwirtschaftlichen Nutzungsmöglichkeiten als auch die aktuelle und potenzielle Vegetationsausprägung.

Struktur- und Gewässergüte der Oberflächengewässer werden im Forschungsvorhaben nur mittelbar berücksichtigt und sind nicht explizit Untersuchungsgegenstände. Ein Schwerpunkt der Untersuchungen liegt auf den Beeinträchtigungsrisiken des Grundwassers durch die Landwirtschaft, insbesondere durch Nitrat. Von Bedeutung ist auch die Darstellung des Überflutungsregimes der Elbe, denn hierdurch werden in hohem Maße die biotischen Potenziale und die Nutzungspotenziale des Raumes bestimmt. Werte und Funktionen der Oberflächengewässer sowie der Retention werden vergleichsweise knapp abgehandelt.

5.2.1 Übersicht über die Oberflächengewässer im Untersuchungsgebiet

5.2.1.1 Fließgewässer

Die nachfolgende Tabelle gibt einen Überblick über die **Fließgewässer** im Untersuchungsgebiet. Berücksichtigt werden Gewässergüte, Gewässerstruktur und Pegelstände bzw. Abflüsse und Beeinträchtigungen soweit sie aus vorliegenden Gutachten zu entnehmen sind. Die Elbe dominiert mit 2.700 ha Fläche 4,7 % des Untersuchungsgebietes (Flächenangaben nach Biotoptypenkarte; DIERKING 1992). Des Weiteren sind linkselbisch hervorzuheben A-land, Seege, Jeetzel, Kateminer Mühlengraben und Neetze sowie rechtselbisch Krainke, Sude und Rögnitz.

Obwohl an der Elbe bis heute über 80 % der ursprünglichen Überschwemmungsflächen durch Ausdeichungen verloren gegangen sind (IKSE 1998; entlang des gesamten Flusslaufes), weist die Elbe auch im Untersuchungsgebiet noch viele naturnahe Abschnitte auf. Die Gewässergüte hat sich seit 1990 kontinuierlich verbessert, wenn sich das auch erst z. T. in der Verbesserung der biologischen Gewässergüteklassifizierung niedergeschlagen hat (im Jahr 2000: Güteklasse II-III, Tendenz zu II; FRICKE 2000, mdl.). Die Gewässergüte der größeren Nebengewässer ist mit der Güteklasse II bis III überwiegend in einem kritisch belasteten Zustand.

Tab. 5-19 Überblick über die größeren Fließgewässer im Untersuchungsgebiet 9

Gewässer	Größe/ Lage	Güteklasse (GK) und weitere Tendenz	Schadstoffgehalt	Morphologie und Abflussregime	Besonderheiten
Elbe 1), 2) 3), 4), 7)	A _{EO} : 148.268 km ² Länge: 1091 km – Verlauf im UG: Schnackenburg bis Lauenburg	– An allen Messstationen GK II-III – 1997 und 1998: weiterhin positive Tendenz, v.a. durch den verstärkten Bau von Kläranlagen	– 1994 -1997: im gesamten Einzugsgebiet der Elbe Lastsenkung zahlreicher prioritärer Stoffe v.a. bei kommunalen und industriellen Abwässern, z.B.: ⇒ <i>Nährstoffe</i> (40% bei N _{ges.} , 19% bei P _{ges.}), ⇒ <i>chlorierte Kohlenwasserstoffe</i> (51 % bei CHCL ₃ u. 92% bei 1,1,2-Trichlorethen) ⇒ AOX (35%) ⇒ <i>Schwermetalle</i> (72% bei Hg, 88% bei Ni) aber Zielvorgaben der IKSE für aquatische Lebensgemeinschaften bei Schwermetallen (außer Cr) und As nicht erreicht: Bei Schnackenburg tlw. Erhöhung der Jahresmittelwerte im Vergleich zu 1995 – 1997 Erhöhung der NH ₄ -Gehalte im Jahresmittel gegenüber 1995 bei allen Messstationen, Werte liegen über den ZV	– Sohlenerosion i.V.m. Absinken des Niedrigwasserstandes durch künstliche Uferbefestigungen: Schwerpunktverlagerung stromabwärts nach Pretsch/ Wittenberg, seit dem Bau der Staustufe in Geesthacht Sohlenerosion bis Boizenburg gestoppt – von Wittenberge bis Geesthacht mittleres Gefälle von 0,12 - 0,13 ‰ – Abflussregime geprägt durch Winter- u. Frühjahrshochwasser, 1991 Absinken des Anteils am langjährigen mittleren Abfluss auf nur 57% – 1931-1990 Messstelle Wittenberge: MQ 688 m ³ s ⁻¹ , MNQ 289 m ³ s ⁻¹ , MHQ 1910 m ³ s ⁻¹ – Bereich der Oberen Elbe: Abfluss u. Wasserstände durch zahlreiche Stauanlagen, Wehre und zwei Talsperren beeinflusst, Befahrbarkeit der Elbe daher auch bei Niedrigwasser möglich – 1994: Im gesamten Einzugsgebiet der Elbe 265 Talsperren u. Rückhaltebecken, Stauraum von 3,95 Mrd. m ³ – unterhalb der Staustufe Strekov bis Staustufe Geesthacht Charakter eines normalen ausgebauten schiffbaren Binnenflusses – Von Geesthacht bis Mündung in die Nordsee Tideeinfluss, bei Hochwasser bis Lauenburg	– leichter Anstieg der NO ₃ -Gehalte 1997 und 1996 zu den Vorjahren durch vollständige Oxidierung des NH ₄ im Sommer zu NO ₃ bei gleichzeitiger Abnahme der NH ₄ -Einleitungen im Winter i.V.m. zunehmender Normalisierung der O ₂ -Verhältnisse – im Einzugsgebiet der Elbe werden in Deutschland ca. 57% der Fläche landwirtschaftlich genutzt – Bau von 160 Kläranlagen im Einzugsgebiet der Elbe (124 davon in Deutschland) zwischen 1990-1997 – 1998. Bau der Fischtreppe am Wehr Geesthacht fertiggestellt
Rögnitz 3), 4)	A _{EO} : 554 km ² – Mündung in Sude bei Sückau	– 1996 wie 1995: GK II, in Rosien Tendenz zur kritischen Belastung	– 1995: vereinzelt erhöhte TOC- und NH ₄ -Werte		– relativ O ₂ -reiches Wasser
Aland 3), 4)	A _{EO} : 1885 km ² – Mündung bei Schnackenburg	– wie 1995 elektrolyt- u. nährstoffreich, GK II-III	– 1996 immer noch zu hohe Konzentrationen an NH ₄ und P, obwohl 1995 leichter Rückgang der Nährstoffe und der organischen Substanz gegenüber 1994 – AOX-Konzentration im Vergleich zum Zeitraum 1992- 1995 gesunken – ZV für einige Schwermetalle nicht eingehalten – gering versalzen	– stark vom Elbwasserrückstau beeinflusst	– Stillwassercharakter und seenartige Erweiterungen

⁹ Sofern nicht anders angegeben, beziehen sich die in der Tabelle angeführten Werte auf das Jahr 1996.

Gewässer	Größe/ Lage	Güteklasse (GK) und weitere Tendenz	Schadstoffgehalt	Morphologie und Abflussregime	Besonderheiten
Seege 3), 4)	A _{EO} : 324,1 km ² – Mündung in Elbe unterhalb des Laascher Sees	– wie 1995 elektrolyt- u. nährstoffreich, GK II-III	– Zu hohe Konzentrationen von einigen Schwermetallen – 1996 immer noch übermäßig belastet durch zu hohe Konzentration an NO ₃ und P, aber 1995 gegenüber Vorjahr leichter Rückgang der Nährstoffe bei gleich-bleibender organischer Substanz	– durch den Gartower See und dem Laascher See gestaut – Schöpfwerk bei Restorf reguliert Wasserzufluss	– starker Einfluss des Laascher Sees: im Sommerhalbjahr unterhalb des Sees Absinken des Nährstoffgehalts unter die Nachweisgrenze Im Juli, August Erhöhung des P-Gehaltes durch Rücklösung von P aus bodennahen Schichten
Krainke 3), 4), 6)	A _{EO} : 130 km ² – Mündung in Sude bei Besitz	– durchgehend GK II-III, Abschnitt oberhalb von Neuhaus weist eine deutliche Tendenz zu GK II auf – bei Niendorf starke Belastung durch Einleitung von ungeklärten häuslichen Abwasser – direkter Nährstoffeintrag durch angrenzende landwirtschaftlich intensiv genutzte Flächen	– weiterer Anstieg der Salzbelastung – 1992-1996: ZV für AOX und Schwermetalle eingehalten, aber Bestimmungsgrenzen für Hg und Cd, die sich aus den Analyseverfahren ergeben, liegen über den aus ökotoxikologischer Sicht zu fordernden ZV	– Zahlreiche Maßnahmen gegen den Rückstau des Elbwassers: Wasserzu- und -ablauf geregelt durch 10 Wehre, Schöpfwerk (Niendorf), Deiche u. Siele an den Gräben, Begradigungen u. damit einhergehende Vertiefung – keine eigene Hochwasserführung, da Verbindung zur Rögnitz unterbrochen, aber Hochwasserabfluss durch Qualmwasser der Elbe, Überflutungen nur noch unterhalb des Schöpfwerkes – Morphologie u. bauliche Maßnahmen zur Wasserregulation (s.o.) bewirken großes Retentionsvermögen und nivellierende Wirkung auf Abflussverhalten bei Schneeschmelze u. Starkregen – sehr trübes Wasser und geringe Wassertiefe, daher Verkrautung der Sohle, tlw. schlammig	– durch extrem geringes Gefälle sehr langsam fließendes Gewässer, verstärkt durch seenartige Aufweitungen. Diese überwiegend naturnah, ansonsten mehr oder weniger anthropogen beeinflusst – Besonders auffällig ist die zeitweise nur geringe O ₂ -Sättigung von 40-60% mit O ₂ -Minima von nur 3,5 mg/l O ₂ , Vorhandensein von roten Zuckmückenlarven als Indikatorgruppe der GK III-IV – in Trockenperioden Überleitung von nur mäßig belasteten Rögnitzwasser, dadurch Verbesserung der Wasserqualität, aber Störung der natürlichen Abflusssituation und des Fließverhaltens
Jeetzel 1), 3), 4), 5)	A _{EO} : 1928,1 km ² – Mündung in Elbe bei Hitzacker	– nährstoffreich – negative Beeinflussung der Wasserqualität durch vier Kläranlagen – auf die gesamte Länge bezogen GK II-III, trotz tlw. Abschnitte mit Tendenzen zu GK II – Seit 1990 stetig verbessert	– Bei Teplingen sind die Zielvorgaben für Cd und in Lügga für Hg nicht eingehalten worden. – seit 1990 Rückgang der Nährstoffe, v.a. an der Messstelle Teplingen, hier jedoch gleichzeitig die größten Konzentrationen sowie Anstieg des NO ₃ -Gehaltes bei gleichbleibenden NH ₄ -Frachten, wahrscheinlich durch landwirtschaftlich genutzte Flächen – NH ₄ -Gehalte deutlich über ZV – AOX-Konzentration im Vergleich zum Zeitraum 1992- 1995 gesunken	– sehr langsam fließend – durch Rückstau des Elbwassers zwischen Lüchow und Dannenberg beidseitig eingedeicht worden, von Abflüssen kann nicht auf Wasserstände geschlossen werden – Schöpfwerk bei Seerau reguliert Wasserzulauf – 1967-1990 Messstelle Lüchow: MQ 6,54 m ³ s ⁻¹ MNQ 1,37 m ³ s ⁻¹ MHQ 31,2 m ³ s ⁻¹	– Mitte Juni bis Mitte Juli 1995 wurde bei Teplingen mehrmals der kritische Grenzwert des O ₂ -Gehalts für Fische (3 mg/l O ₂) unterschritten
Sude 1), 3), 4)	A _{EO} : 2331 km ² – Dümmer See bis Mündung in Elbe bei Boizenburg	– 1996 wie 1995: GK II	– 1995: leicht erhöhte TOC-Werte und zeitweise Belastung mit NH ₄ und NO ₃	– Sperrwerk in Boizenburg reguliert Wasserzu- und -ablauf – 1964-1990 Messstelle Garlitz: MQ 4,44 m ³ s ⁻¹ , MNQ 1,02 m ³ s ⁻¹ MHQ 15,0 m ³ s ⁻¹	

Gewässer	Größe/ Lage	Güteklasse (GK) und weitere Tendenz	Schadstoffgehalt	Morphologie und Abflussregime	Besonderheiten
Neetze 3), 4), 5)	A _{EO} : 244 km ² –entspringt im O von Neetendorf u. fließt in den Neetze-Kanal ab	– 1996 wie 1995: GK II-III, Abschnitt unterhalb von Mariendorf mit Einstufung in GK II	– im Oberlauf durch Einleitung von Kühlwasser und Abwässer der Kläranlage (Raum Dahlenburg, Messstation Marienau) starke organische Belastung i.V.m. niedrigen O ₂ -Gehalten	– Neetze-Zuflüsse sind z. T. qualmwasser-beeinflusst	– Durch verstärkte Selbstreinigungskräfte u. Zufuhr von Grundwassers bei Süttorf bessere Wasserqualität als im Oberlauf

Quellenangaben:

- | | |
|---------------------------|--|
| 1) IKSE (1998) | 5) NLWK (1998, mdl.) |
| 2) IKSE (1995) | 6) BEZIRKSREGIERUNG LÜNEBURG (PEP) (1996) |
| 3) STAWA LÜNEBURG (1996a) | 7) Jahresbericht der Wasserwirtschaft 1998. In: Umwelt Nr. 7-8, 1999 |
| 4) STAWA LÜNEBURG (1995) | |

5.2.1.2 Überflutungsregime der Elbe

Von besonderem Interesse für die Bewertung der Landnutzung in Auen ist das Überflutungsregime. Dominierender Faktor im Untersuchungsgebiet ist der Pegelstand der Elbe. Elbe-Hochwässer wirken über Rückstau z. T. weit in die Niederungen der Elbe-Nebenflüsse hinein, wie z. B. in den Jeetzel- und Seegeniederungen oder am Aland (vgl. auch Tab. 5-19). Auch wenn kein direkter Kontakt zwischen Nebenfluss und Elbe besteht, z. B. durch Sperrwerke, treten über Qualm- und Druckwassereffekte zahlreiche Wechselwirkungen mit der Wasserführung der Elbe auf (so z. B. an der Krainke und Neetze, sowie an einer Vielzahl von Gräben im Binnenstromland).

Etwa 30 % des Elbeeinzugsgebietes liegen in Mittelgebirgslandschaften. Das Abflussverhalten der Elbe wird daher wesentlich durch die Schneespeicherung und Schneeschmelze beeinflusst. Bedeutende Hochwasserereignisse entstehen hauptsächlich infolge intensiver Schneeschmelze in Verbindung mit großflächigem ergiebigem Regen („Regen-Schnee-Typ“). Die Hauptabflussereignisse konzentrieren sich dementsprechend auf den Winter und das Frühjahr; weniger als ¼ aller bedeutenden Hochwasserereignisse treten in den Sommermonaten auf (IKSE 1998).

Zwischen Wittenberge und Geesthacht hat die Elbe ein Mittleres Gefälle von 0,13 bis 0,12 ‰, das entspricht einer Fließzeit von 30 Stunden von Wittenberge bis Darchau (81,6 km Fließstrecke, bei Mittelwasser) bzw. von 25 Stunden von Darchau bis Geesthacht (49,5 km Fließstrecke, bei Mittelwasser). Der langjährige mittlere Abfluss liegt am Pegel Neu Darchau bei 720 m³/s (IKSE 1995), als Extremereignis wird ein Hochwasser vom 07.04.1895 mit HHQ = 3840 m³/s und HHW = 721 cm genannt (IKSE 1996, zit. in BAW 1999).

Für den größten Teil des Untersuchungsgebietes (Elbe-Kilometer 480 bis 568,69) wurden von der Bundesanstalt für Wasserbau (BAW 1999) **Wasserspiegellagenberechnungen** für das NNA-Forschungsprojekt durchgeführt. Sie wurden für folgende Abflüsse berechnet (Tab. 5-20). Am Pegel Neu Darchau (m ü.NN) ergeben sich daraus Wasserspiegellagen von 6,44 m bis 11,79 m ü.NN.

Die exemplarische Darstellung der Wasserstandsganglinien am Pegel Hitzacker (Abb. 5-19) für die Jahre 1993 bis 1996 zeigt, wie stark der Pegel jährlich schwanken kann. Deutlich werden auch hier die Abflussspitzen im Winter bzw. Frühjahr sowie geringere Spitzen im Sommer.

Tab. 5-20 Wasserspiegellagenberechnungen für die Untere Mittelelbe, Beispiel Neu Darchau (Pegelnulldpunkt: 5,677 m ü.NN, BAW 1999)

lfd. Nr.	Abfluss Q [m³/s]	Kennwerte aus der Abflussstatistik [Zahlen = mittlere jährliche Überschreitungsdauer]	berechnete Wasserspiegellage bei Neu Darchau [El-km 536,5 m ü.NN]
1	168	365	6,44
2	238		6,81
3	269	MNQ	6,96
4	427		7,65
5	550	200	8,15
6	611	174	8,39

lfd. Nr.	Abfluss Q [m³/s]	Kennwerte aus der Abflussstatistik [Zahlen = mittlere jährliche Über- schreitungsdauer]	berechnete Wasserspiegellage bei Neu Darchau [El-km 536,5 m ü.NN]
7	729	MQ	8,83
8	782	122	9,01
9	871	100	9,29
10	1003	76	9,64
11	1274	43	10,24
12	1515	27	10,70
13	1890	12	11,22
14	2483	HQ ₅	11,79

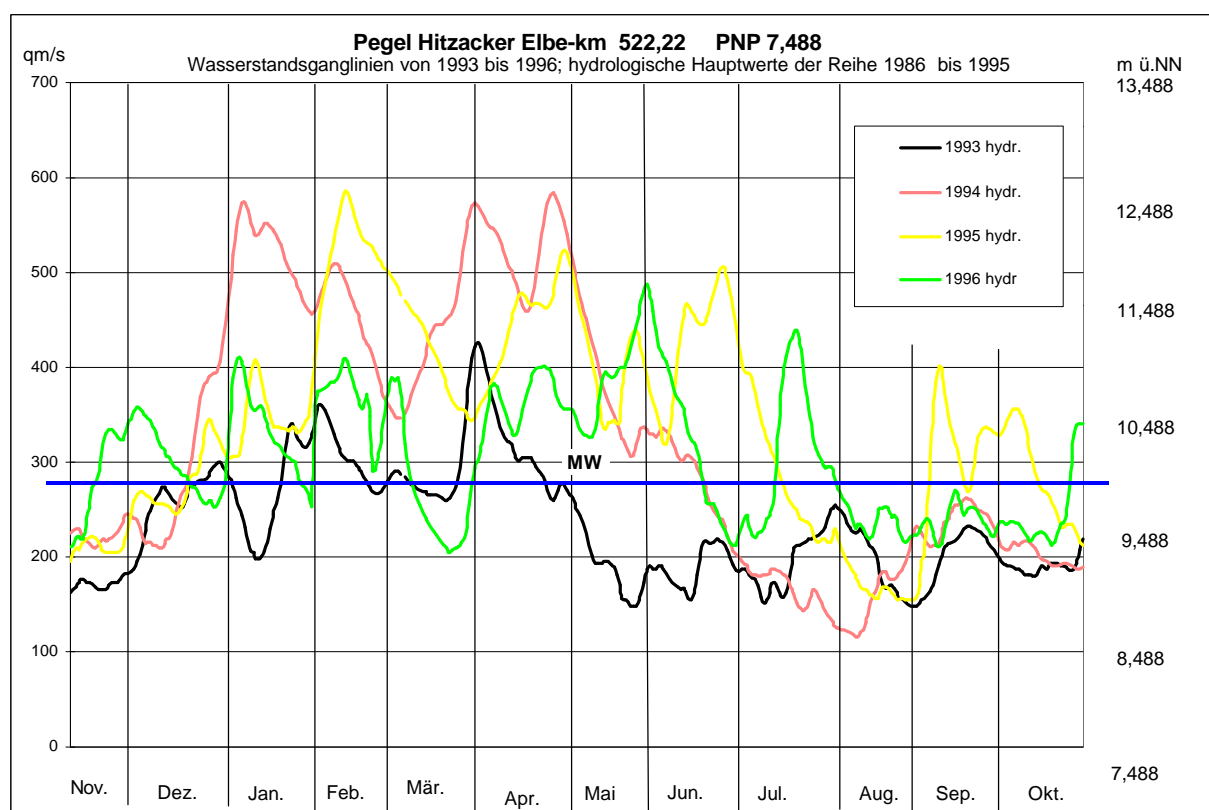


Abb. 5-19 Wasserstandsganglinien am Pegel Hitzacker von 1993 bis 1996

Um zu einer flächendeckenden **Überflutungsmodellierung** im Untersuchungsgebiet zu kommen, wurden auf Grundlage der Deutschen Grundkarte 1:5.000 (DGK 5, linkselbisch) bzw. der Topografischen Karte 1:10.000 (TK 10, rechtselbisch) die Geländehöhen digitalisiert und ein digitales Geländemodell erstellt (ARUM 2000, IWK 2000). Aus den Profilen der Wasserspiegellagen wurden flächendeckende Raster erzeugt und diese über ein Differenzenraster mit dem Geländemodell verschnitten. Die Werte der resultierenden Überflutungsmodellierung beschreiben die örtliche Differenzhöhe zur Wasserspiegellage im Fluss (IWK 2000).

Die Ergebnisse der Überflutungsmodellierung werden in Karte 10 dargestellt. Die nachfolgende Abb. 5-20 gibt einen Überblick über die Flächenanteile unterschiedlicher Überflutungsstufen im Untersuchungsgebiet (nicht dargestellt sind ca. 2.400 ha Fläche ohne Über-

flutung bzw. ohne Modellierung). Nach der Klasse der permanenten Wasserflächen dominiert die Zone der 43 bis 76 Tage andauernden Überflutung (18,5 % der Überflutungsfläche). Unter Nicht-Berücksichtigung bodenkundlicher Parameter lässt sich dieser Überflutungsstufe aus vegetationskundlicher Sicht dem Wuchsbereich der Hartholzaue zuordnen. Ebenfalls in diese Klasse fallen alle Flächen mit kürzeren Gesamtüberflutungszeiten. Tab. 5-21 zeigt die potenzielle Vegetationszonierung in Abhängigkeit der Überflutungsdauer. Insgesamt können demnach rund 46 % der Überflutungsfläche zur Hartholzaue gerechnet werden, 7,4 % zur Weichholzaue und 9,8 % zur Röhrichtzone.

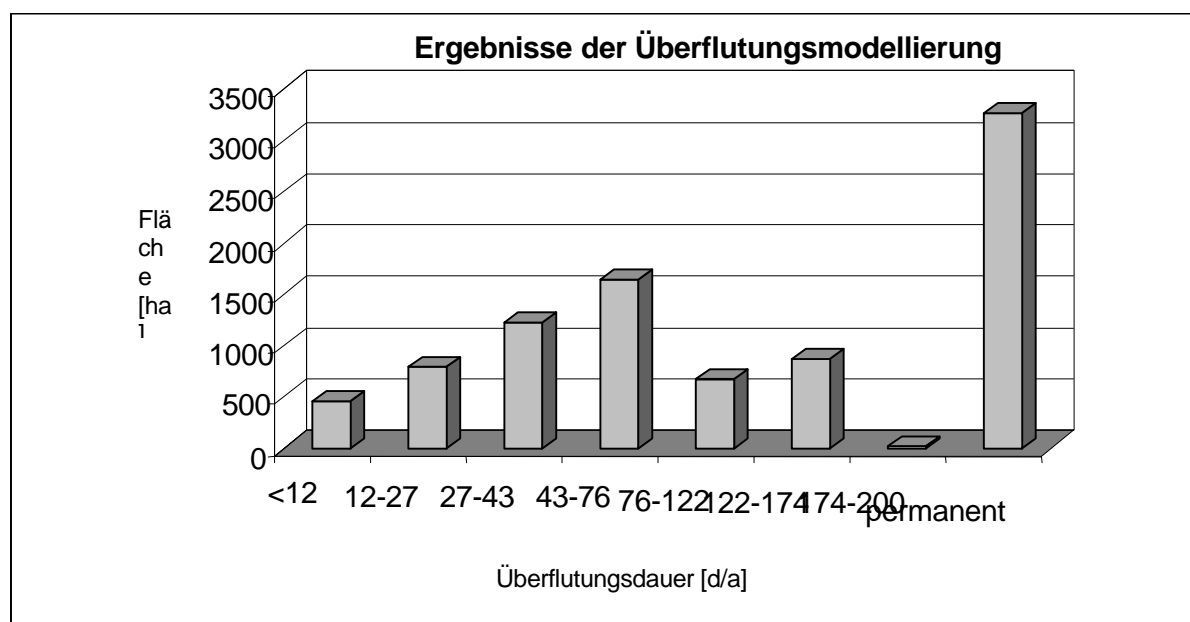


Abb. 5-20 Ergebnisse der Überflutungsmodellierung: Flächen unterschiedlicher jährlicher Überflutungsdauer (Tage/Jahr)

Tab. 5-21 Potenzielle Vegetationszonierung in Abhängigkeit der Überflutungsdauer (ohne Berücksichtigung weiterer Standortparameter; ARUM 1997)

Überflutungsdauer [d/a]	Potenzielle Vegetationszonierung
174 - 200 (und mehr)	Zone der permanenten Gewässer und deren Uferbereiche
122 - 174	Röhrichtzone
76 - 122	Weichholzaue (vorwiegend Silberweidenwälder)
43 - 76	Hartholzaue (Stieleichen-Ulmen-Auwald)
27 - 43	Hartholzaue (Stieleichen-Ulmen-Auwald mit Esche)
12 - 27	Hartholzaue (Stieleichen-Ulmen-Auwald mit Esche und Linde)
< 12	Hartholzaue im Übergang zu Hainbuchenwald mit Linde

5.2.1.3 Retention

Das Retentionsvermögen bezeichnet die Fähigkeit eines Landschaftsausschnitts, Niederschlags- oder Überflutungswasser bzw. darin gelöste Stoffe zurückzuhalten und damit den Oberflächenabfluss zu verlangsamen oder zu verringern. Je höher die Retention in einem

Gebiet ausgebildet ist, desto kleinräumiger sind die Wasser- und Stoffkreisläufe geschlossen und desto geringer sind die Stoffverluste an benachbarte Ökosystemkompartimente.

Die Leistungsfähigkeit eines Landschaftsausschnitts, den Direktabfluss (und ggf. den schnellen Zwischenabfluss, Interflow) zu verringern und damit zu ausgeglicheneren Abflussverhältnissen beizutragen, beruht auf komplexen Steuerungsmechanismen, in denen Relief, Boden, geologischer Untergrund, Fließstrecke, Vegetation und Bodennutzung eine entscheidende Rolle spielen (MARKS et al. 1992). Tab. 5-22 gibt einen Überblick über den Einfluss verschiedener Gebietsmerkmale auf den Wasserhaushalt. Als wichtigste (Sammel-) Parameter können die Vegetation bzw. Landnutzung, das Relief bzw. die Hangneigung und die Bodenart bzw. Hydromorphie von Böden gelten.

Tab. 5-22 Einfluss verschiedener Gebietsmerkmale auf Systemkomponenten des Wasserhaushaltes (ergänzt nach Gänsrich & Wollenweber 1995)

Wasserhaushaltskomponente	Gefälle / Hangneigung	Exposition	Kleinrelief/ Oberflächenstruktur	Geologie	Bodenart/ -typ	Grundwasserflurabstand	Vegetation	Landnutzung
Interzeptionspeicher							■	
Muldenspeicher	■		■		□		□	□
Bodenevaporation					■			
Transpiration					■	■	■	
Infiltration	■		■		■	■	■	■
Oberflächenabfluss	■		■		■	■	■	■
Bodenspeicher				□	■	■		
Zwischenabfluss	■			■	■	■	■	□
Grundwasserneubildung	■			■	■	■	■	□
Schnee		■	□				■	
■ erheblicher Einfluss □ geringerer Einfluss								

Aus räumlichen und funktionalen Gründen können verschiedene Retentionsleistungen in der Landschaft unterschieden werden (vgl. hierzu auch GÄNSRICH & WOLLENWEBER 1995):

- Die Retention im Gewässerbett, „**Gewässerretention**“. Sie wird durch das Fließgewässergefälle, die Fließstrecke, die Sohl- und Uferrauigkeit, den Fließquerschnitt und weitere Faktoren bestimmt, die im Gewässerbett wirken. Durch Fließgewässerbegradigungen, Sohl- und Uferbefestigungen oder Einengung des Stromstriches (Buhnenbau) ist die Retentionsleistung der Fließgewässer vielfach verringert worden.
- Die Retention in der Aue, „**Auenretention**“. Sie wird einerseits dadurch bestimmt, wie viel Wasser die Aue im Falle einer Ausuferung aufnehmen kann (Flächengröße des Überflutungsraumes), andererseits dadurch, wie schnell das Wasser im somit erweiterten Fließquerschnitt abfließen kann (Rauigkeit der Aue). Die Auenretention wird insbesondere durch Deichbaumaßnahmen und Nutzungswandel (Waldrodung) negativ beeinflusst.

- Die Retention im weiteren Einzugsgebiet der Gewässer, „**Gebietsretention**“. Die Gebietsretention wird durch langfristig weitgehend unveränderliche Relief-, Boden- und Grundwasserparameter bestimmt und durch die Vegetation modifiziert. Der wirtschaftende Mensch kann die Wasser- und Stoffrückhaltung in den Einzugsgebieten somit entscheidend beeinflussen.

Im Rahmen des Forschungsvorhabens wird ein Hauptaugenmerk auf die Gebietsretention gelegt, da sie die höchste Flächenrelevanz im Untersuchungsgebiet hat. Die Auenretention ist im Untersuchungsgebiet vergleichsweise einheitlich ausgeprägt. Die potenziellen bzw. ehemaligen Überflutungsräume sind flächendeckend durch Deichbauten eingeschränkt und die Abflussverzögerung ist gegenüber einer naturnahen Waldbestockung durch die Grünlandnutzung im Außendeichsbereich deutlich verringert worden. Stärkere Beeinträchtigungen durch Ackernutzung im rezenten Überflutungsgebiet sind nur in sehr geringem Ausmaß anzutreffen (ca. 237 ha, das entspricht 0,4 % des Gesamtgebietes).

Die Methodik zur Ermittlung der Retentionsfunktion im Einzugsgebiet (**Gebietsretention**) orientiert sich an den Vorschlägen von GÄNSRICH & WOLLENWEBER (1995). Anhand eines dreistufigen Vorgehens wird zunächst das weitgehend unveränderliche Basispotenzial ermittelt und darauf aufbauend die kurz- bis mittelfristig beeinflussbare aktuelle Funktion der Gebietsretention. Aus einem Vergleich beider Ergebnisse kann die tatsächliche Beeinträchtigungsintensität im Untersuchungsgebiet abgeleitet werden. Die an die spezifischen Gebietsverhältnisse angepasste Methodik ist im Anhang dokumentiert.

Das **Basispotential** wird aus den unveränderlichen Parametern:

- Relief,
- Bodenart und
- Grundwasserflurabstand

abgeleitet und auf einer 5-stufigen Skala (von sehr gering bis sehr hoch) bewertet. Die mittlere Stufe des Basispotentials kommt im Gebiet nicht vor, da keine terrestrischen Böden auftreten, die als lehmig einzustufen sind (vgl. Anhang). Aufgrund der natürlichen Standortfaktoren in Auen (hohe und stark schwankende Grundwasserstände bei vorherrschenden hydromorphen und halbhydromorphen Bodentypen) weisen zwei Drittel des Gebietes ein geringes oder sehr geringes Basispotenzial der Gebietsretention auf. Hoch und sehr hoch bewertete Flächen zählen zu den durchlässigen Sandstandorten der Geest (-ränder) und Dünen.

Aus einer Verknüpfung des Basispotentials mit der gegenwärtigen Nutzungsstruktur lässt sich die **aktuelle Funktion** in 5 Stufen bewerten (sehr gering bis sehr hoch). Über die Nutzung fließen die verschiedenen Leistungen der Vegetation wie Interzeption, Verringerung des Oberflächenabflusses und Bodenspeicherleerung in die Beurteilung ein. Einen Überblick über die aktuelle Gebietsretention, bezogen auf die Landschaftstypen, geben Abb. 5-21 und Karte 11.

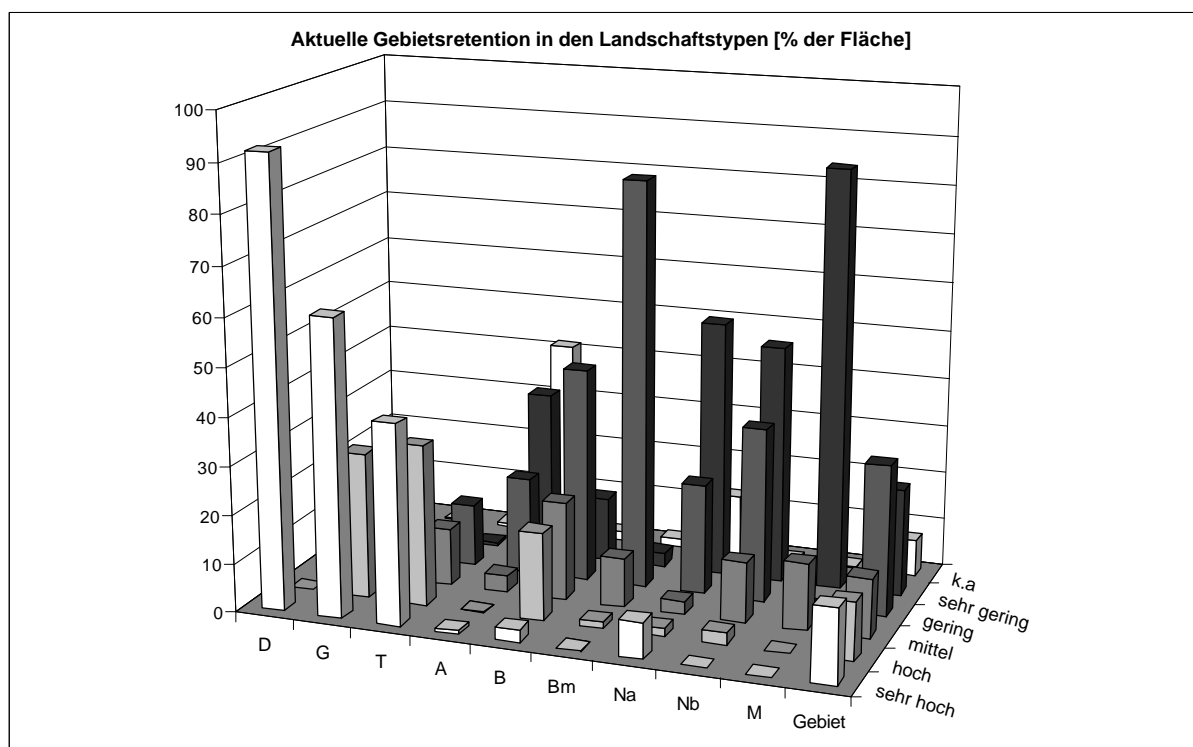


Abb. 5-21 Aktuelle Funktion der Gebietsretention bezogen auf die Landschaftstypen (Angaben in Prozent [%] der Fläche)

(A: Außendeichs-Stromland, B: Binnendeichs-Stromland, Bm: Flussmarsch, D: Dünenfelder, G: Geestränder und -inseln, M: Niedermoor, Na: Nebenflüsse außendeichs, Nb: Nebenflüsse binnendeichs, T: Talsandflächen)

15 % der Flächen im Untersuchungsgebiet weisen eine sehr hohe aktuelle Retentionsfunktion auf. Diese Flächen liegen erwartungsgemäß vor allem in den sandigen Gebieten der Dünen (D), Geestränder (G) und Talsande (T), da sie eine hohe Grundwasserneubildungsrate und hohen Waldanteil aufweisen. Vor allem in den Dünenfeldern dominiert der Nadelwald, was auf 90 % der Flächen dieses Landschaftstyps einen effektiven Wasserrückhalt und eine Abflussversteigung bewirkt (Bewertung sehr hoch). Ebenfalls sehr hohes bis hohes Retentionsvermögen zeigen die wenig reliefierten terrestrischen Böden der Binnendeichsflächen (B) bei extensiver bis intensiver Grünlandnutzung. Rund 22 % des Gebietes weisen eine sehr geringe Gebietsretention auf. Zusammen mit den als gering bewerteten Flächen sind somit auf über der Hälfte des Gebietes (54 %) geringe Wasser- und Stoffrückhaltefunktionen zu verzeichnen. Grund hierfür sind die hohen Flächenanteile hydromorpher Standorte, die durch hohe Grundwasserstände kaum zusätzliches Niederschlagswasser aufnehmen können. Vor allem in den Landschaftstypen Außendeichsflächen (A), Moore (M) und den Niederungen der Elbenebenflüsse (Na und Nb) dominieren diese Standortbedingungen. Intakte oder sich regenerierende Moorflächen nehmen hierbei jedoch eine Sonderstellung ein: Obwohl sie wenig zusätzliches Wasser aufnehmen können stellen sie einen effektiven Stofffilter dar, was zu einer Anreicherung organischer Substanz führt (weitgehend geschlossene, kleinräumige Stoffkreisläufe). Auch die Flussmarschflächen zeigen fast ausschließlich eine geringe Wasserrückhaltefunktion. Das liegt vor allem an der durchgehend intensiv grünlandwirtschaftlich oder sogar ackerbaulichen Nutzung dieser halbhylomorphen Standorte.

Als letzte Bewertungsebene ergibt sich aus dem Vergleich der aktuellen Funktion und des Basispotenzials eine 3-stufige Beurteilung der **Beeinträchtigungsintensität** der Gebietsretention (Karte 11):

- nicht/wenig beeinträchtigt,
- mäßig beeinträchtigt,
- stark beeinträchtigt.

Erst aus dieser Beurteilung lässt sich ein Handlungsbedarf ableiten, da Gebiete mit aktuell geringer Retentionsfunktion nicht notwendigerweise einer anthropogenen Beeinträchtigung unterliegen, sondern die natürlichen Standortbedingungen für eine geringe Retentionsleistung Ursache sein können.

So erfüllt beispielsweise ein Nadelwald, der in der aktuellen Funktion als „mittel“ eingestuft wurde, optimal die Funktion der Wasserrückhaltung; sie kann durch keine Maßnahme verbessert werden. Die mittlere aktuelle Funktion ist durch die Ausprägung der unveränderlichen Standortfaktoren, jedoch nicht durch eine Beeinträchtigung bedingt. Die Beeinträchtigungsintensität ist somit gering bzw. nicht vorhanden. Eine Ackerfläche in der gleichen Bewertungskategorie kann hingegen in ihrer Funktionsfähigkeit aufgewertet werden, indem sie in Grünland oder Wald umgewandelt wird. Die Beeinträchtigungsintensität wird daher je nach Standort mit mäßig oder stark beeinträchtigt angegeben.

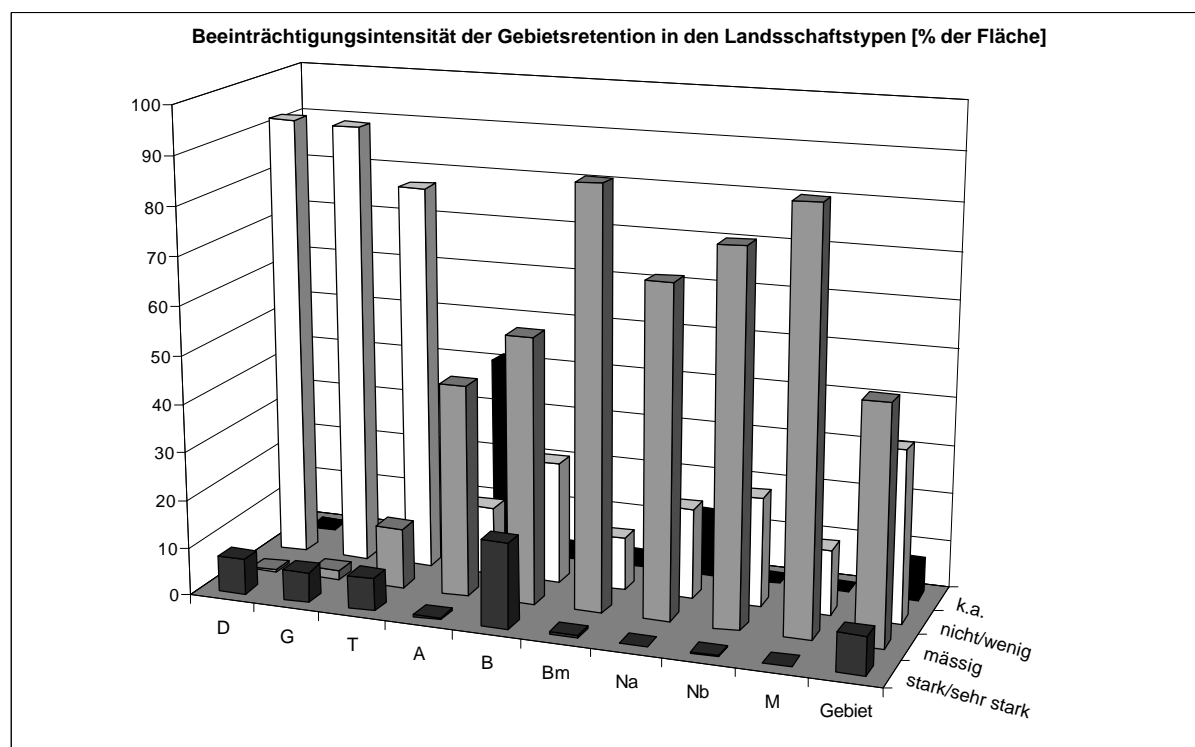


Abb. 5-22 Beeinträchtigungsintensität der Gebietsretention bezogen auf die Landschaftstypen (Angaben in Prozent [%] der Fläche)

(A: Außendeichs-Stromland, B: Binnendeichs-Stromland, Bm: Flussmarsch, D: Dünenfelder, G: Geestränder und -inseln, M: Niedermoor, Na: Nebenflüsse außendeichs, Nb: Nebenflüsse binnendeichs, T: Talsandflächen)

Auf 8 % der Untersuchungsgebietsfläche ist die Gebietsretention stark oder sehr stark beeinträchtigt. Eine Ursache dafür ist die Versiegelung von Flächen in den Siedlungsgebieten. Ferner führt vor allem Ackernutzung in den Binnendeichsflächen zu hohen Beeinträchtigungsintensitäten. Hier wird das potenziell hohe Retentionspotential der gering reliefierten terrestrischen Böden lehmiger Ausprägung durch die ackerbauliche Nutzung, die zu erhöh-

tem Oberflächenabfluss und geringer Interzeption führt, deutlich minimiert. Mäßige Beeinträchtigungen gelten für rund 50 % der Gebietsfläche. Hierzu zählen vor allem die genutzten hydromorphen Flächen der Niederungen (Na, Nb), Moore (M) und Außendeichsflächen (A) sowie die halbhypomorphen Flächen der Flussmarsch (Bm). Auch hier ist die Nutzungsintensität der entscheidende Beeinträchtigungsfaktor. Eine höhere Retentionsfunktion dieser Standorte ließe sich durch Extensivierung, Aufforstung oder Umwandlung von Ackerland in Grünland erreichen.

5.2.1.4 Niedersächsisches Fließgewässerschutzsystem

Als Grundlage für den Schutz von Fließgewässerökosystemen ist vom Niedersächsischen Landesamt für Ökologie ein landesweites Konzept erarbeitet worden (DAHL et al. 1989), mit dem ein durchgängiges, naturnahes und damit ökologisch funktionsfähiges Gewässernetz wiederhergestellt werden soll, das alle in Niedersachsen vorkommenden Fließgewässertypen repräsentiert. Das Fließgewässerschutzsystem gliedert sich in Verbindungs-, Haupt- und Nebengewässer. Die Hauptgewässer stellen das Kernstück des Schutzsystems dar.

Die Elbe wird als **Verbindungsgewässer** genannt, das mehrere Naturräumliche Regionen miteinander erschließt und die Verbindung der Hauptgewässer untereinander und zum Meer hin darstellt. Für die Elbe müssen Mindestanforderungen an Biotopstruktur und Gewässergüte sichergestellt und vor allem die Durchgängigkeit für Fließgewässerorganismen wiederhergestellt werden.

Als **Hauptgewässer 1. Priorität** werden Jeetzel und Neetze, als **Hauptgewässer 2. Priorität** die Seege genannt. Hauptgewässer sollen den Fließgewässertyp der betreffenden Naturräumlichen Region repräsentieren. Sie sind von der Quelle bis zur Mündung zu schützen und weitestgehend zu renaturieren, um die typische Arten- und Biotopvielfalt auf der gesamten Fließstrecke zu erhalten. Unter anderem müssen dazu Überschwemmungsgebiete reaktiviert werden.

Als **Nebengewässer** der Seege werden der nördliche und der südliche Schaugraben genannt. Nebengewässer der Jeetzel sind Hartlinger Bach, Streetzer Mühlenbach und Prisser-scher Bach, Nebengewässer der Neetze liegen nicht im Untersuchungsgebiet. Sie bieten als Seitengewässer der Hauptgewässer einen Rückzugs- und Wiederbesiedlungsraum für die Lebensgemeinschaften der Hauptgewässer. Sie sollen, wie die Hauptgewässer, in einen naturnahen Zustand gebracht werden (zum Fließgewässerschutzsystem im Einzugsgebiet der Elbe vgl. RASPER et al. 1991).

Strukturgüte- und Gewässergüteverbesserungen sind nach der Beschreibung des Status quo (vgl. Tab. 5-19) bei allen Hauptgewässern nötig, um die Zielvorgaben des Fließgewässerschutzes zu erreichen. Durch den Hochwassereinfluss der Elbe durch Rückstau und Qualmwasser werden Deichbauten und Sperrwerke jedoch nicht ohne gravierende Auswirkungen auf bestehende Nutzungen rückzubauen sein. Güteverbesserungen lassen sich hingegen recht kurzfristig durch Landnutzungsänderungen und durch Anlage von Gewässer-

randstreifen erreichen. Im Rahmend der Szenarien (vgl. Kap. 6.3) wird daher auf die Maßnahme der Einrichtung von Gewässerrandstreifen zurückgegriffen.

5.2.1.5 Stillgewässer

Der dominierende **Stillgewässertyp** im Untersuchungsgebiet ist der Flachsee, der wegen seiner geringen Tiefe einen zumeist thermisch einheitlich geschichteten Wasserkörper aufweist und im ständigen Austausch mit dem Sediment steht. Die bedeutendsten Seen im Untersuchungsgebiet sind der Laascher See mit einer Wasseroberfläche von 0,411 km² und einem Einzugsgebiet von 321,6 km² und der Gartower See mit einer Fläche von 0,376 km² und einem Einzugsgebiet von 309,7 km². Beide Gewässer werden von der Seege durchströmt. Entlang der rechtselbisch fließenden Krainke sind mehrere seeartige Aufweitungen vorhanden. Des Weiteren treten im Untersuchungsgebiet eine Vielzahl temporärer Kleingewässer auf, die durch Qualmwasser gespeist werden. Über die Qualmgewässer gibt es keinen vollständigen Überblick. Durch Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen im Rahmen von Deichneu- und -ausbauten sind neue Wasserflächen wie der Hitzacker See u. a. geschaffen worden (STAWA 1991b).

Die Bewertung der Wassergüte der Stillgewässer erfolgt nach dem System der Trophiestufen. Sie beschreiben im Gegensatz zu den Gewässergüteklassen der Fließgewässer wertungsfrei den Zustand eines Stillgewässers. Da alle Trophiestufen natürlicherweise vorkommen, ist kein direkter Rückschluss auf menschliche Beeinträchtigungen möglich. (STAWA 1991a). Als Trophie bezeichnet man die Intensität der aufbauenden Stoffwechselleistungen im Gewässer. Die Trophie wird daher wesentlich von der Menge und Verfügbarkeit vorhandener Pflanzennährstoffe bestimmt.

Tab. 5-23 gibt einen Überblick über größere Stillgewässer im Untersuchungsgebiet. Neben Angaben zur Trophiestufe werden auch Morphologie und Nutzung im und am Gewässer berücksichtigt.

Tab. 5-23 Überblick über ausgewählte Stillgewässer im Untersuchungsgebiet

Gewässer	Größe/ Lage	Seentyp/ Trophiestufe	Morphologie/ Hydrologie	Nutzung	
				Umgebung	See
Gartower See 1), 2), 3), 4)	— Oberfläche: 0,376 km ² — AE ₀ : 309,7 km ² — Lage: nördlich von Gartow	— 1991: eutroph (3), 1989 noch als eutroph-polytroph (3-4) eingestuft — elektrolyt- und kalkreiches Wasser, im Sommer biogene Kalkfällung — P _{gesamt} : 10-140 ìg/ l, NH ₄ : im Februar 0,6-0,7 mg/ l, im Sommer unter Nachweisgrenze — geringer Nitratreintrag	— künstlicher Flachsee — Durchfluss der Seege, Durchflusszeit: rd. 10,1 Tage — Pegelstand wird nur bei Hochwasser abgelesen — Von Elbhochwasserrückstau beeinflusst, bei Niedrigwasser Aufstau	— intensiv genutztes Grünland, Feuchtwiesen, Siedlung	— Bade- u. Surfsee mit Liegestrand u. Spielbereichen
Laascher See 1), 3), 4)	— Oberfläche: 0,411 km ² — AE ₀ : 321,6 km ² — Lage: östlich von Gorleben	— 1991: polytroph (4), hoher pH-Wert von 9 — elektrolyt- und kalkreiches Wasser, im Sommer biogene Kalkfällung und extrem hohe P-Konzentration durch Rücklösung aus Sediment (P _{gesamt} : 70-160 ìg/ l) — schwache bis starke Trübung	— Flachsee — Durchfluss der Seege, Durchflusszeit: rd. 10,7 Tage — Von Elbhochwasserrückstau beeinflusst, bei Niedrigwasser Aufstau — Pegelstand wird nur bei Hochwasser abgelesen	— Feuchtwiesen	
Hitzacker See 4), 6)	— Lage: östlich von Hitzacker		— künstlich angelegt als Biotopausgleichsfläche — Durchfluss der Jeetzel	— Acker, Grünland, (Wald, extensives genutztes Grünland)	— 20 ha fischereiliche Nutzung
Gümser See 3), 4)	— Lage: südlich Seedorf (Samtgemeinde Dannenberg)		— Wasserstand durch Schöpfwerk beeinflusst	— Acker, Feuchtwiese,	
Sumter See 4), 5)	— Lage: westlich von Neuhaus	— 1994/95: mesotroph-eutroph (2-3)		— extensiv genutztes Grünland, Feuchtwiese, Wald, Acker	
Großer See 4), 5)	— Lage: südlich von Stapel, Amt Neuhaus	— 1994/95: mesotroph-eutroph (2-3)		— Acker, intensiv genutztes Grünland	
Stöxter See 4), 5)	— Lage: nördlich von Gümse	— 1994/95: mesotroph-eutroph (2-3)	— seenartige Aufweitung der Krainke	— Acker, Wald	
Penkefitzer See 4)	— Lage: östlich von Penkefitz, Samtgemeinde Dannenberg			— im Norden großes Feuchtgebiet, Acker	

Quellenangaben:

- | | |
|------------------------------|--------------------------------------|
| 1) STAWA LÜNEBURG (1991a) | 4) DIERKING (1992): Biotoptypenkarte |
| 2) STAWA LÜNEBURG (1989) | 5) STAWA LÜNEBURG (1994, 1995) |
| 3) NLWK LÜNEBURG (1998 mdl.) | 6) STAWA LÜNEBURG (1991b) |

5.2.2 Beeinträchtigungsrisiken des Oberflächenwassers

Beeinträchtigungen der Oberflächengewässer betreffen einerseits die chemisch-biologische Beschaffenheit, andererseits die Gewässermorphologie und die Hydrodynamik. Alle drei Bereiche stehen in enger Wechselbeziehung zueinander und beeinflussen in ihrem Zusammenspiel z. B. „Selbstreinigungskraft“, Lebensraumqualität oder Hochwasserrückhalt der Gewässer.

Schadstoffe beeinträchtigen die chemisch-biologische Beschaffenheit der Gewässer. Als Schadstoffe werden diejenigen Stoffe bezeichnet, die in der Umwelt vorhanden sind und in ihrer vorkommenden Konzentration schädlich für Individuen oder Ökosysteme sind. Sie verändern die chemisch-biologische Beschaffenheit des Wasserhaushalts und damit die Gewässergüte, wirken direkt toxisch oder werden innerhalb der Nahrungskette akkumuliert. Es kann zwischen natürlichen und vom Menschen verursachten Schadstoffen unterschieden werden (WESTERMANN LEXIKON 1994).

Naturnahe Fließgewässer besitzen eine hohe Elastizität (Dynamik) und können Störungen in relativ kurzer Zeit ausgleichen. Anders verhält es sich mit ihrem Einzugsgebiet. Terrestrische Systeme entfernen stoffliche Belastungen wesentlich langsamer, so dass die Beseitigung einer punktuellen Abwassereinleitung schnell zur Verbesserung der Wasserqualität führt, während die Belastung aus diffusen Quellen nur sehr langsam abnimmt. Die Entwicklung des Oberflächengewässers wird daher entscheidend durch eine umweltverträgliche Landnutzung des Bewirtschaftungsgebietes unterstützt (DVWK 1996b).

5.2.2.1 Nährstoffeinträge

In Oberflächengewässern stellen insbesondere Stickstoff- und Phosphorverbindungen eine Belastung des Ökosystems dar, wenn sie in zu hohen Konzentrationen auftreten. Typische Quellen sind direkte Einleitungen aus industriellen oder kommunalen Kläranlagen, aus Dränagen, Fischteichen etc., diffuse Einträge über den Luft-, Boden- oder Wasserpfad sowie Stofffreisetzungen aus Abbauvorgängen im Gewässer und Sediment. Entsprechend den Auswertungen des Umweltbundesamtes (UBA 1997) stammen ca. 90 % der diffusen Einträge von Phosphor und Nitrat (Düngemittel, Bodenerosion, Dränwasser, Grundwasser etc.) aus landwirtschaftlich genutzten Flächen. Die punktförmigen Einträge stammen bei Phosphor zu 50 % und bei Stickstoff zu 40 % des Gesamteintrags aus industriellen und häuslichen Abwässern sowie der Regenwasserbehandlung. In Abhängigkeit unterschiedlicher Faktoren (Art des Entwässerungssystems, Nutzung des Entwässerungsgebietes) sind weitere Bestandteile in Niederschlagseinleitungen leicht oder schwer abbaubare organische Substanzen und toxische Stoffe (DVWK 1996b).

Tab. 5-19 und Tab. 5-23 geben einen Überblick über Fließ- und Stillgewässer mit direkt angrenzender landwirtschaftlicher Nutzung. Insbesondere die kleineren Gewässer, aber auch die Elbe und ihre Nebenflüsse mit ihren Überschwemmungsbereichen sind wenig oder nicht geschützt gegenüber diffusen Nährstoffeinträgen.

Zu hohe Konzentrationen von Stickstoff- und Phosphorverbindungen führen durch Nitrifikationsprozesse zu einer starken Sauerstoffzehrung in aquatischen Ökosystemen. Bei pH-Werten über 7 verschiebt sich der Ammoniumgehalt zugunsten des Ammoniaks, das Vergiftungserscheinungen der Wasserorganismen hervorrufen kann. Entscheidend für das Beeinträchtigungsrisiko ist die Konzentration eines Stoffes pro Volumeneinheit im Gewässer sowie die transportierte Fracht an löslichen Nährstoffen pro Zeiteinheit. Letztere ist insbesondere für stehende Gewässer (Seen oder Meere) entscheidend, da trotz geringer Konzentrationen der Nährstoffe in den einzelnen Flüssen die Gesamtfracht aller Zuläufe einen relevanten Beitrag für die Gesamtbelastung haben kann. Die Aufenthaltszeiten der Nährstoffe in Stillgewässern sowie langsam fließenden Gewässern mit geringen Wassererneuerungszeiten und Gewässerabschnitten mit Stauhaltungen sind größer. In Verbindung mit einer hohen Lichtexposition sind diese Oberflächengewässer besonders von Sekundärverschmutzungen durch zeitweise massenhaftes Algenwachstum betroffen. Gleiches gilt in Perioden von Niedrigwasser. Unter extremen Bedingungen führt die Eutrophierung von stehenden Gewässern zum 'Umkippen' des Sees. Durch Nitrifikation werden N-Einträge in den Gewässern zum größten Teil über Nitrit zu Nitrat oxidiert, so dass die Stickstofffracht eines Gewässers mit der Nitratfracht gleichgesetzt werden kann. Andere Stickstoffverbindungen wie NO_2 oder organischer Stickstoff stellen quantitativ eine unbedeutende Einflussgröße dar (DVWK 1996b). Orthophosphat, Polyphosphat und organisch gebundenes Phosphat bilden die Gesamtphosphorfracht eines Gewässers (STAWA LÜNEBURG 1996a).

Aktuelle Messwerte und ihr Abgleich mit den Zielvorgaben des STAWA LÜNEBURG (1996b) sind im Anhang dargestellt. Es wird deutlich, dass trotz der bekannten Gewässergüteverbesserungen in den letzten Jahren weitere Anstrengungen notwendig sind die Belastung der Gewässer zu verringern. Die Reduzierung diffuser Einträge aus dem landwirtschaftlichen Bereich kann hierzu einen entscheidenden Beitrag liefern.

5.2.2.2 Schwermetalleinträge

Auf die Toxizitätswirkung, Bindungseigenschaften und die Mobilität von Schwermetallen wurde bereits ausführlich in Kapitel 5.1 eingegangen. Dort wurde auch versucht, Werte für die natürliche Hintergrundbelastung der Elbesedimente anzugeben. Sie liegen in vielen Fällen über den Vorsorgewerten der BBodSchV.

In der fließenden Welle werden Schwermetalle an feinste mineralische Sedimentteilchen sorbiert, so transportiert und im Gewässergrund oder Vorland abgelagert. In welcher Höhe Schwermetalle durch Reduktionsprozesse aus Sedimenten freigesetzt werden (mögliche Beeinträchtigungsrisiken), hängt vom pH-Wert des Gewässers und von der Bioverfügbarkeit der Schwermetalle ab. Sie wird in erster Linie durch die Sorptionskapazität sowie die lang- und kurzfristige Pufferungskapazität gegenüber Säure bestimmt. Die kurzfristigen Pufferungskapazitäten sind in akuten Belastungsfällen von Bedeutung (Starkregen oder Störfälle). Hauptquellen der Schwermetalleinträge in die Elbe sind industrielle Einleitungen sowie sedimentbürtige Altlasten. Der Anteil landwirtschaftlicher Einträge spielt hierbei im Verhältnis keine Rolle.

Im Rahmen eines Messprogramms der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) wurden von 1991 bis 1994 zwischen der deutsch-tschechischen Grenze und Schnackenburg jährlich Sedimentproben entnommen (hierzu und zu den folgenden Angaben vgl. UBA 1997). Für Kupfer, Quecksilber, Zink, Blei, Zinn und Arsen wird ein fallender Trend der Belastung der Sedimente festgestellt: Die Kupfer-Konzentrationen gingen von rund 400 mg/kg (1991) auf ca. 200 mg/kg (1994) im frischen Elbsediment zurück. Die Cadmium-Gehalte mit einem mittleren Wert von 8 - 12 mg/kg sind hingegen über die gesamte Untersuchungszeit hoch. Sie werden u. a. durch die Fracht der Mulde geprägt. Neuere Untersuchungen von frischen Elbesedimenten (SCHWARTZ et al. 1999a, vgl. Tab. 5-24) bestätigen diese Tendenz.

Tab. 5-24 Mediane Elementkonzentrationen frischer schwebstoffbürtiger Sedimente in der Fraktion <20 µm am Messort Schnackenburg (SCHWARTZ et al. 1999a, gekürzt)

	Anteil <20 µm	TOC	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
	[%]		[mg/kg]							
1995	62,5	7,9	48,4	11,5	135	152	5,8	64	146	1505
1996	39,6	7,1	45,2	8,5	140	139	4,1	67	156	1355
1997	40,6	7,9	34,3	9,5	134	151	5,2	64	158	1470

Durch die mehr oder weniger regelmäßigen Überschwemmungen der Elbe wird ein Teil der Schadstofffrachten auch in den Vorländern abgelagert. Dort besteht die Gefahr der Akkumulation in den Böden sowie ein Übergang in die Nahrungs(mittel)kette. Auch wenn sich die Sedimentqualität der Elbe elementspezifisch z. T. erheblich verbessert hat (s. o.), ist der aktuelle Schadstoffeintrag, insbesondere in abflusslosen Senken, als sehr groß zu beziffern (SCHWARTZ et al. 1999b).

5.2.2.3 Einträge organischer Schadstoffe

Im Unterschied zum Eintrag von Schwermetallen können bestimmte organische Gewässerschadstoffe zu einem größeren Anteil auf landwirtschaftliche Quellen zurückgeführt werden. Zu den organischen Verbindungen, die in die Oberflächengewässer gelangen, gehören v. a. die halogenierten Kohlenwasserstoffe. Dazu zählen Trihalomethane wie Organochlor- und Bromverbindungen (bspw. Chloroform oder Bromoform) als leichtflüchtige Organohalogenverbindungen oder das Pestizid Hexachlorcyclohexan als schwerflüchtige Organohalogenverbindung. Ihre Schädlichkeit erlangen halogenierte Kohlenwasserstoffverbindungen durch ihre Widerstandsfähigkeit gegenüber biologischen Abbauprozessen, so dass sie in den Gewässern nur schwer bzw. nicht abgebaut werden können. Zudem reichern sie sich aufgrund ihrer Fettlöslichkeit im Fettgewebe von Organismen an (BLUME 1990, BOSSELT et al. 1982, HEINRICH & HERGT 1991). Auskunft über die Belastungssituation von Oberflächengewässern an adsorbierten halogenierten Kohlenwasserstoffen gibt der Summenparameter

AOX¹⁰. Neben anderen umweltschädigenden organischen sowie anorganischen Verbindungen wie z.B. den Organophosphor-Pestiziden, finden v. a. chlorierte Kohlenwasserstoffe als Pflanzenschutzmittel (**PBSM**) Anwendung, da sie besonders effektiv gegenüber Insekten wirken¹¹. Die Landwirtschaft bildet neben der Bundesbahn (Krautfreihaltung an und auf Gleisanlagen) und dem kommunalem Bereich (öffentliche Wege, Grün- und Sportflächen etc.) die größte Anwendergruppe von PBSM. PBSM, die in der Landwirtschaft verwendet werden, gelangen durch direkte Einträge wie Hofabläufe oder Applikation in die Gewässer, ebenso durch indirekte Einträge wie Bodenerosion, über Drainagen oder zu geringem Anteil mit dem Grundwasser.

In der Elbe wurden im Zeitraum 1989 bis 1995 bis zu 16 verschiedene PBSM-Wirkstoffe in Konzentrationen von 29 µg/l (1989) bis 0,87 µg/l (1995) nachgewiesen (WWF 1998). Damit werden die Summengrenzwerte der Trinkwasserverordnung von max. 0,5 µg/l weit überschritten.

5.2.2.4 Beeinträchtigungen von Morphologie und Abflussregime

Hydro- und Morphodynamik der Elbe werden insbesondere durch die Wasserwirtschaft sowie durch Nutzungs- und Schutzansprüche unterschiedlicher Nutzergruppen beeinflusst (Wasserversorgung, Hochwasserschutz, Schifffahrt). Beeinträchtigungen mit gravierenden Auswirkungen auf die natürlichen Prozesse im Gewässerbett und in der Aue sind z. B. Tal-sperrern, Deichbauten, Buhnen oder Uferbefestigungen, um nur einige Beispiele zu nennen. In Teilbereichen der Aue wird dadurch erst eine landwirtschaftliche Nutzung ermöglicht, die wiederum weiteren Einfluss auf z. B. die Hydrodynamik der Elbe nimmt. So bewirkt eine Grünlandfläche im Überflutungsbereiche andere Abflussverhältnisse und Reliefzustände als beispielsweise ein natürlicher Auwaldbestand. Die Beeinträchtigungen der Elbe durch Deich- und Buhnenbauten werden im Rahmen des Forschungsvorhabens nicht weiter berücksichtigt.

Im Untersuchungsgebiet werden durch die landwirtschaftliche Nutzung Morphologie und Abflussregime vorrangig der Elbe-Nebengewässer, insbesondere der kleinen Bäche und Gräben, beeinträchtigt. Einen gravierenden Einfluss üben insbesondere die zahlreichen Schöpf- und Sperrwerke aus. So sind allein im Zuständigkeitsbereich des Unterhaltungsverbandes Krainke folgende Schöpfwerke und sonstige baulichen Anlagen vorhanden (vgl. Tab. 5-25), die z. T. erhebliche Auswirkungen auf den lokalen Gebietswasserhaushalt der Gewässer aber insbesondere auch der angrenzenden Nutzflächen haben. So sind noch im 19. Jh. regelmäßige großflächige Überschwemmungen im Einzugsgebiet der Krainke dokumentiert (vgl. Quellenangaben im PEP Krainke, BEZ.REG. LÜNEBURG 1996), die heute unterbunden sind. Für die anderen Fließgewässer in den wenig reliefierten Niederungen sind ähnliche historische Verhältnisse anzunehmen.

¹⁰ AOX umfasst die organisch gebundenen Halogene Chlor, Brom und Jod. A steht für 'adsorbierbar an Aktivkohle', OX steht für die Summe organisch gebundener Halogene (STAWA LÜNEBURG 1995).

¹¹ Aus der Gruppe der halogenierten Kohlenwasserstoffverbindungen gehören neben Hexachlorcyclohexan u. a. Hexachlorbenzol, Endosulfan und Dichlorpropen zu den Pestiziden (BOSELDT et al. 1982).

Tab. 5-25 Schöpfwerke und weitere bauliche Anlagen im Zuständigkeitsbereich des Unterhaltungsverbandes Krainke, Amt Neuhaus (SAHS 1998, schriftl.)

Nr.	Bezeichnung Schöpfwerk	Anzahl Pumpen	Pumpenleistung [l/sec.]	Poldergröße [ha]
1	Neue Sude	5	4255	2000
2	Sückau West	3	1554	480
3	Sückau Ost	3	673	280
4	Martens-Süd	2	222,22	148
5	Stiepelse	3	391,66	360
6	Rosien	3	404,17	350
7	Sumte	3	366,67	710
8	Haar	3	435,28	712
9	Preten	1	375	137
10	Sückau	2	540	983
Gesamt		28	9217 l/sec.	6160 ha
Weitere bauliche Anlagen				
• Krainke Wehre:		5 mit 3 Windwerken, 2 mit 2 Windwerken, 3 mit 1 Windwerk		
• Neue Sude Wehre:		1 mit 2 Windwerken, 2 mit 2 Schützen		
• Flutschleusen und Wehre ohne Schöpfteinrichtungen:		insgesamt 102 Anlagen		
• Düker:		insgesamt 4, mit einer Gesamtlänge von ca. 225 m		

5.3 Grundwasser

5.3.1 Übersicht über die Grundwasserverhältnisse im Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im Lockergesteinsgebiet des norddeutschen Flachlandes, das durch tief eingeschnittene quartäre Rinnensysteme geprägt wird (vgl. WWA LÜNEBURG 1973). Diese Rinnenstrukturen sind mit den sog. Elbschottern (Kiese und Sande) erfüllt und erreichen eine Mächtigkeit bis ca. 400 m. In den Geestbereichen geht die Mächtigkeit schnell bis auf 100 m zurück. Unter den Schottern beginnt das Festgestein (BRÜHMANN 1998, mdl.). Die Grundwasservorkommen in diesen Aquiferen weisen ein Wasserspiegelgefälle in Richtung zur Elbe auf, so dass aus den angrenzenden Geestbereichen eine ständige Grundwassernachlieferung in das Elbetal erfolgt. Im Gebiet sind mehrere Salzstöcke bekannt, so z. B. bei Gorleben, Dönitz, Tripkau oder Kleinkühren, die Einfluss auf die Grundwasserqualität haben können (ebd.).

Eine besondere Bedeutung kommt in den Elbtalauen den Wechselwirkungen zwischen Grund- und Oberflächenwasser zu. Auf Grund der großen Wasserleitfähigkeit der dem Auenlehm unterliegenden Sande, prägt sich eine Hochwasserwelle auch noch rund 1 bis 1,5 km hinter dem Deich aus (BRÜHMANN 1998, mdl.) und führt zu einer Aufsättigung des Bodenprofils von unten (SCHWARTZ et al. 1999b). Diese Effekte können entweder durch eindringendes Elbwasser direkt verursacht werden oder durch einen Aufstau des der Elbe zufließenden Grundwassers. In Bereichen mit unterbrochener Auenlehmdecke (natürliche Inhomogenität

ten oder Gräben etc.) kann dieses **Qualm- oder Druckwasser** bei ausreichender Wasserspannung an die Geländeoberfläche treten und mehr oder weniger große Bereiche vernässen. Das Ausmaß des Qualmwassereinflusses hängt von der Pegelhöhe des Elbwasserstandes und von der Dauer des Hochwasserereignisses ab sowie von den binnenseitigen Entwässerungsbedingungen (so führt die Krainke im Amt Neuhaus z. B. Elbhochwässer über den Schöpfwerkbetrieb in die Sude ab, BEZ.REG LÜNEBURG 1996).

Der Qualmwassereinfluss schafft nicht nur besondere Standortbedingungen für hoch spezialisierte und schutzwürdige Biotop (z. B. Hartholzauwälder) und Arten (z. B. die Qualmwasser-Krebsart *Hemidiaptomus superbis*), sondern bedeutet auch erschwerte Bedingungen für die landwirtschaftliche Nutzung. Insbesondere im Frühjahr ist eine Bewirtschaftung qualmwasserbeeinflusster Ackerflächen häufig nicht möglich, ohne erhöhte Bodenbelastungen in Kauf zu nehmen (erhöhtes Risiko von Bodenschadverdichtungen). Weitere Einschränkungen der ackerbaulichen Nutzungsmöglichkeiten ergeben sich durch die Beeinträchtigung von Winterungen, verspätete Saattermine und den verzögerten Beginn der Vegetationsperiode. Für das Untersuchungsgebiet liegen keine systematischen Erhebungen der Qualmwasserflächen vor.

5.3.2 Besondere Werte des Grundwassers

5.3.2.1 Nutzbare Grundwasservorkommen, Grundwasserflurabstände und Grundwasserneubildung

Eine hohe Ergiebigkeit der **Grundwasservorkommen** ist in Aquiferen mit großer Mächtigkeit und Durchlässigkeit vorhanden. Diese Bereiche decken sich relativ gut mit den quartären schotterverfüllten Rinnensystemen („Elbeschotter“). Die Grundwassermächtigkeit beträgt daher im Elbetal bis zu 400 m und geht in der Geest auf ca. 100 m zurück (BRÜHMANN 1998, mdl.). Durch zwischengelagerte Ton- oder Lehmdecken werden in vielen Bereichen bis zu vier Grundwasserstockwerke voneinander getrennt (ZENTRALES GEOLOGISCHES INSTITUT BERLIN 1983-87). Die Grundwasservorkommen sind aufgrund geogener Belastungen für die Trinkwassernutzung jedoch unterschiedlich gut geeignet.

Die **Grundwasserflurabstände** liegen in der Geest i. d. R. bereits weit unter 2 m unter der Geländeoberfläche, d. h. im Allgemeinen außerhalb des Wurzelbereiches und zeigen eine fallende Tendenz (BRÜHMANN 1998, mdl.). Im Elbetal werden die Grundwasserstände entscheidend durch das Regime der Elbe und den Grundwasserzustrom aus den Geestplateaus bestimmt (s. o.), so dass hier über die Jahre konstante mittlere Grundwasserstände zu verzeichnen sind. Je nach Standort liegen die mittleren Hoch- und Tiefgrundwasserstände meist bei 3 bzw. 10, 6 bzw. 16 oder 10 bzw. 20 dm unter Flur (Angaben nach BÜK 50, NLFB 1997). In Einzelfällen ist auch besonders hoch anstehendes Grundwasser zu verzeichnen (1 bzw. 6 dm u. F.). Auf den Dünenrücken, Geestinseln und Geesträndern liegen die mittleren Grundwasserstände i. d. R. ganzjährig > 20 dm u. F. Der Grundwassereinfluss auf die Böden steuert in dem häufig sommertrockenen Gebiet die Wasserversorgung der Kulturpflanzen, z. B. wichtig für hochproduktive Grünländer und hat Einfluss auf die Nährstoffverfügbarkeit (Stickstoffaufnahme und Denitrifizierung).

Unter der **Grundwasserneubildung** wird der Zugang von in den Boden infiltriertem Wasser zum Grundwasser verstanden (DIN 4049-3). Gebräuchliche Berechnungsverfahren gehen der Einfachheit halber davon aus, dass Niederschlagswasser, das nicht oberflächlich abfließt oder verdunstet dem Grundwasser zugeführt wird. In Auenökosystemen vorherrschende Faktorenkombinationen wie stark schwankende Grundwasserstände, Influenz¹², Zusicke-
rung¹³ etc. müssen bei diesen Verfahren vernachlässigt werden.

Auf Grundlage der BÜK 50 (NLFB 1997), einer grob angenommenen Niederschlagsverteilung sowie der Methode nach RÖDER (1992; in Anlehnung an DÖRHÖFER & JOSOPAIT 1980) wird für das Untersuchungsgebiet die Grundwasserneubildungshöhe flächendeckend bestimmt. Wesentliche Eingangsparameter sind:

- Mittlerer Jahresniederschlag,
- Hydromorphiestufe der Böden,
- Reliefeigenschaften,
- potenzielle Verdunstung und
- Flächennutzungstypen.

Das Verfahren ist ausführlich im Anhang dokumentiert.

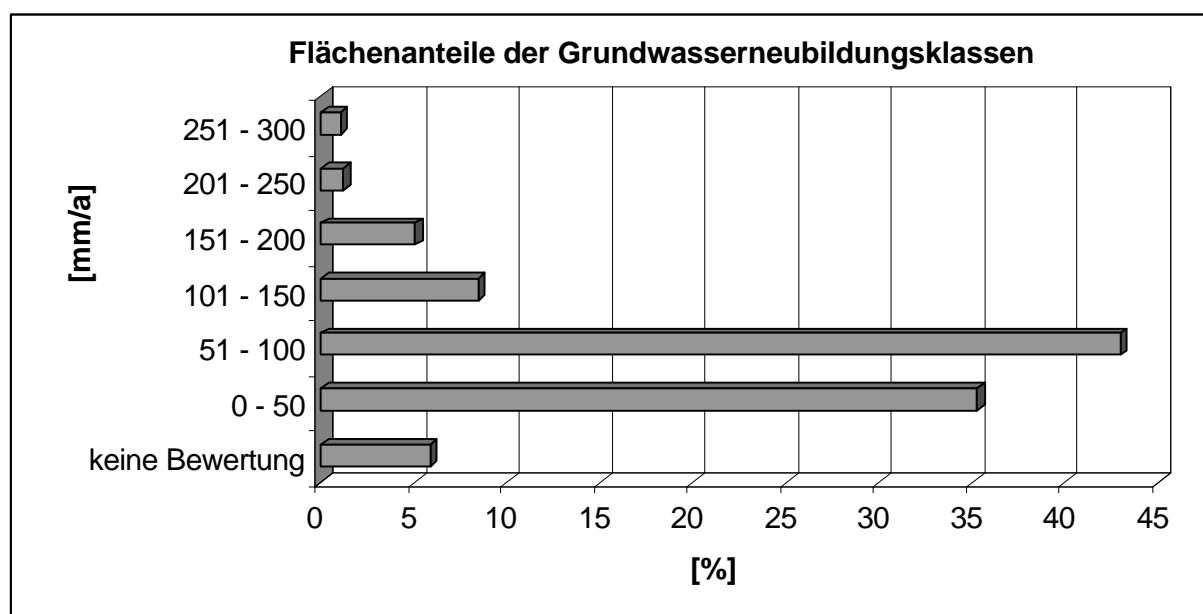


Abb. 5-23 Flächenanteile der Grundwasserneubildungsklassen im Untersuchungsgebiet (berechnet auf Basis der BÜK 50, Verfahren nach RÖDER 1992)

Auf Grund der verhältnismäßig geringen Niederschläge im Gebiet (ca. 630 mm/a im Nordwesten bei Bleckede und nur ca. 570 mm/a im Südosten bei Schnackenburg) und des z. T. starken Grundwassereinflusses und der damit verbundenen hohen Verdunstung, sind über-

¹² Influenz ist der flächenhafte Zugang von Wasser aus oberirdischen Gewässern in das Grundwasser (DIN 4049-3), wie z. B. bei Überflutungen denkbar.

¹³ Zusicke-
rung ist der Zugang von Wasser durch die Grundwasseroberfläche oder -sohle (DIN 4049-3), wie z. B. bei Qualmwasserereignissen denkbar.

wiegend geringe und sehr geringe Grundwasserneubildungsraten im Gebiet zu verzeichnen. Nach Angaben des NLWK Lüneburg liegen sie in den meisten Bereichen zwischen 25 und 100 mm/a und sind damit bedeutend geringer als in der Geest oder auf den ausgedehnten Dünenrücken des Carrenziener Forstes, wo im Durchschnitt 165 mm/a Neubildung erreicht werden (BRÜHMANN 1998, mdl.).

Diese Angaben werden durch die Berechnungen weitgehend bestätigt (Abb. 5-23): Auf rund 78 % der Gebietsfläche sind Grundwasserneubildungshöhen von 0 bis 100 mm/a vorhanden. Auf nur noch 8 % der Fläche (4865 ha) beträgt die Grundwasserneubildung 101 bis 150 mm/a, Werte über 200 mm/a sind nur auf sehr kleinen Flächenanteilen vertreten. Auf Grund des stetigen Grundwasserzustroms und des Elbeinflusses, sind trotz lokal höherer Grundwasserentnahmen, insbesondere für die landwirtschaftliche Beregnung, keine größeren Grundwasserabsenkungen zu erwarten (BRÜHMANN 1998, mdl.). Die verhältnismäßig hohen Grundwasserneubildungswerte des NLWK Lüneburg für den Carrenziener Forst können durch die Berechnungen nicht bestätigt werden. Hier wird mit Durchschnittswerten von 85 mm/a nur gut die Hälfte der Werte des NLWK errechnet. In engem Zusammenhang mit der Grundwasserneubildung steht die Auswaschungsgefährdung unterschiedlicher Stoffgruppen. Hierauf wird in den folgenden Kapiteln zu den Beeinträchtigungsrisiken des Grundwassers eingegangen.

5.3.2.2 Grundwassergüte

Im Untersuchungsgebiet sind vier Grundwassergüte-Messstationen bei Echem¹⁴, Breetze¹⁵, Laase und Laasche vorhanden. Rechtselbisch (Amt Neuhaus) steht derzeit keine Messstation zur Auswertung zur Verfügung.

Tab. 5-26 Ausgewählte Messwerte der Grundwassergütemessstellen im Untersuchungsgebiet im Zeitraum 1987 bis 1997 (NLWK LÜNEBURG 1998)

Messstation	pH	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	PO ₄ -P	Cl	SO ₄	Fe	Mn	Zeitraum
	[mg/l]									
Echem ¹⁾	7,4	1,18	—	—	0,21	84,94	49,76	2,24	0,42	Okt. 92 - Apr. 97
Breetze	7,3	0,03	0,02	8,20	0,11	63,13	92,40	0,16	0,12	Juni 87 - Sept. 97
Laase ²⁾	6,7	0,33	0,02	0,10	0,21	28,64	43,75	3,81	0,35	Apr. 87 - Apr. 97
Laasche	7,1	0,15	—	0,07	0,18	9,88	17,83	0,09	0,08	Apr. 87 - Sept. 97

¹⁴ An der nordwestlichen Gebietsgrenze, gerade außerhalb des Gebietes.

¹⁵ An der nordwestlichen Gebietsgrenze, außerhalb des Gebietes südlich von Bleckede.

Messstation	pH	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	PO ₄ -P	Cl	SO ₄	Fe	Mn	Zeitraum
	[mg/l]									
Maximalwerte ³⁾	8,8	2,8	0,04	14	6	231	181	8	0,94	
Grenzwerte TVO	>6,5 <9,5	0,5	0,1	50	6,7	250	240	0,2	0,05	
Anmerkungen:										
¹⁾ Der Brunnen Echem hat 4 Verfilterungen, deren Werte hier gemittelt wurden. ²⁾ Der Brunnen Laase hat 1 alte und 3 neue Verfilterungen, deren Werte hier gemittelt wurden. ³⁾ Der Maximalwert gibt den höchsten Messwert innerhalb des Messzeitraumes aus den 4 Brunnen an. ⁴⁾ Zum Vergleich die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung von 1990. Die Messergebnisse sind nur unter Vorbehalt zu interpretieren, da z. T. nur sehr wenige Werte vorliegen. So sind für die NO ₂ -Werte z. B. insgesamt nur 17 Messwerte vorhanden, für die NO ₃ -Werte nur 21.										

Die Tabelle (Tab. 5-26) zeigt, dass überwiegend eine gute Grundwasserqualität an den Messstationen festgestellt werden kann. Insbesondere landnutzungsbedingte Einflüsse auf den Nitrat- oder Phosphatgehalt lassen sich nicht direkt nachweisen. Allerdings sind die erhöhten Eisen- und Mangangehalte auffällig, die, sofern sie nicht aus einer geogenen Vorbelastung resultieren, auf eine Nitratbelastung des Grundwassers hinweisen können.

Im Gebiet sind umfangreiche **geogene Vorbelastungen** des Grundwassers bekannt. In vielen Fällen ist jedoch die Trennung zwischen Hintergrundbelastung und anthropogenen Einflüssen nicht eindeutig nachvollziehbar. Der folgenden Beschreibung liegen Messwerte von 1966 bis 1970 zu Grunde (WWA LÜNEBURG 1973). Die Werte für die Gesamteisengehalte liegen im Gebiet für den Oberen Hauptaquifer oft über 0,5 bis zu 2,5 mg/l, bei einem derzeitigen Grenzwert von 0,2 mg/l im Trinkwasser. Im Unteren Hauptaquifer liegen die Werte im Durchschnitt deutlich höher und erreichen Konzentrationen bis zu 10 mg/l. Für die rechtselbische Seite liegen keine Angaben vor, sie dürften sich jedoch in ähnlichen Größenordnungen wie im linkselbischen Bereich bewegen.

Großflächige Grundwasserversalzungen finden sich rechtselbisch bei Neu Wendischthun und auf der Linie Niendorf-Sumte-Neu Garge (ZENTRALES GEOLOGISCHES INSTITUT BERLIN 1983-1987). Linkselbisch finden sich starke Versalzungserscheinungen im Unteren Hauptaquifer im Raum Hohnstorf-Bleckede und Langendorf-Quickborn (≥ 250 mg Cl/l) sowie mit ≥ 100 mg/l im Raum Walmsburg. Insgesamt liegen fast alle Werte der Chlorid-Isolinien im Untersuchungsgebiet über dem Richtwert von 25 mg Cl/l. Ursache hierfür sind die natürlichen Salzvorkommen im Untergrund. Die Belastungen nehmen zum Oberen Hauptaquifer hin i. d. R. ab, erreichen örtlich aber immer noch 250 mg Cl/l.

Im linkselbischen Bereich wurden weiterhin sowohl im Oberen als auch im Unteren Hauptaquifer Sulfat-Konzentrationen bis 100 mg SO₄/l erreicht, die die Richtwerte von 25 mg SO₄/l deutlich überschreiten. Erhöhte Sulfatgehalte können ein Hinweis auf eine anthropogene Belastung durch Stickstoffverbindungen, aber auch geogen bedingt sein. Zusammen mit teilweise erhöhten Mangangehalten (bis 0,1 (0,6) mg/l) und den bereits erwähnten hohen Eisengehalten bei gleichzeitig neutralen pH-Werten (überwiegend pH 7-8), deuten die erhöhten Sulfatkonzentrationen jedoch eher auf eine anthropogene Stickstoffbelastung hin (HOFFMANN 1991).

5.3.3 Beeinträchtigungsrisiken des Grundwassers

5.3.3.1 Schutzwirkung der Grundwasserdeckschichten/ Allgemeine Stoffeintragsempfindlichkeit

Die Empfindlichkeit der oberen Grundwasserstockwerke gegenüber Stoffeinträgen wird durch die Schutzwirkung der Gesteinsschichten charakterisiert, die das Grundwasser überlagern (Grundwasserdeckschichten). Je geringer die Mächtigkeit und je größer die Durchlässigkeit der Deckschichten, desto höher ist die Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers. Berücksichtigt wird im Wesentlichen die Verweildauer des Sickerwassers im Boden bis zum Übertritt in den Grundwasserkörper (HÖLTING et al. 1995). Maßgebliche Einflussgrößen hierzu sind:

- die Mächtigkeit der Grundwasserüberdeckung,
- nutzbare Feldkapazität,
- mittlere Sickerwasserrate,
- Gesteinsart,
- strukturelle Eigenschaften des Festgesteins,
- schwebende Grundwasserstockwerke und
- artesische Druckverhältnisse.

Die nachfolgend ausgewerteten Kartengrundlagen haben sich noch nicht an der von HÖLTING et al. (1995) vorgeschlagenen Methode orientiert; es werden jedoch ähnliche Kriterien verwendet.

In einer „Karte der Grundwassergefährdung“ (ZENTRALES GEOLOGISCHES INSTITUT BERLIN 1983-1987) für das Amt Neuhaus, wird der Bereich zwischen Elbe und Carrenziener Forst einem mittleren Geschütztheitsgrad zugeordnet („Grundwasser gegenüber flächenhaft eindringenden Schadstoffen relativ geschützt“). Die restlichen Flächen des Amt Neuhauses fallen in die Kategorie 'geringer Geschütztheitsgrad' („Grundwasser gegenüber flächenhaft eindringenden Schadstoffen nicht geschützt“). Dort herrscht ungespanntes Grundwasser in Lockergesteinen vor, die einen Anteil bindiger Bodenbildungen an der Versickerungszone von weniger als 20 % haben. Die Grundwasserflurabstände liegen bei ≤ 2 m bis ca. 10 m. Insgesamt ist somit im Amt Neuhaus eine hohe Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers festzustellen.

Auf linkselbischer Seite gelten für Geestränder und -inseln auf einer dreistufigen Skala überwiegend 'hohe Schutzpotentiale der Grundwasserüberdeckung' und für die übrigen Flächen, ähnlich wie auf der rechtselbischen Seite, lediglich ein 'geringes Schutzpotential' (das gilt für alle Niederungen des Aland, der Seege, der Tauben Elbe, der Jeetzel und des Kateminer Mühlenbaches. 'Mittlere Schutzpotentiale' sind im Verhältnis zu den anderen Kategorien nur kleinflächig anzutreffen (WWR o.J.). Somit ist auf linkselbischer Seite des Untersuchungsgebietes ebenfalls eine überwiegend hohe Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers festzustellen.

Die Filterwirkung der Deckschichten beruht auf biologischen, chemischen und physikalischen Vorgängen. Auch die Verdünnung von Stoffkonzentrationen im Verlauf der Sickerstrecke spielt eine Rolle. Die Filterfähigkeit ist dabei, insbesondere wenn sie auf physikalischen und

chemischen Prozessen beruht, eine zeitlich variable Eigenschaft; sie kann sich im Laufe der Zeit erschöpfen (BMBAU 1986).

5.3.3.2 Nitratauswaschungsgefährdung

In der Bodenlösung vorliegende Stickstoffformen sind das Nitrat (NO_3^-) und mit geringerem Anteil das Ammonium (NH_4^+). Beide Stickstoffformen sind unmittelbar pflanzenverfügbar und daher in der landwirtschaftlichen Produktion erwünscht. Stickstoff nimmt unter den Pflanzennährstoffen eine dominierende Stellung ein, da er als Bestandteil der Proteine und Proteide, des Chlorophylls, der Phytohormone etc. Bauelement und somit wichtiger Grundstoff pflanzlichen Lebens ist (DVGW/ LAWA 1993). Über eine gezielte Stickstoffzufuhr lässt sich daher ein Hauptanteil des pflanzenbaulichen Ertrages sicherstellen.

Nitrat hat eine hohe Löslichkeit und wird als Anion im Boden nur in ganz geringem Maße sorbiert (geringe Sorptionskapazität; DIN 19732), so dass es leicht mit dem Sickerwasser in das Grundwasser verlagert werden kann. Der Vorgang, mit dem Nitrat aus dem durchwurzelten (und somit pflanzenereichen) Bodenraum verlagert wird kann als Nitratauswaschung (aus dem Boden) bzw. Nitrateinwaschung (in das Grundwasser) bezeichnet werden. Denitrifikationsvorgänge und andere Umwandlungsprozesse im Verlauf der Transportstrecke bis zur Grundwasseroberfläche bleiben aus methodischen Gründen in der Regel unberücksichtigt.

Die Nitratauswaschungsempfindlichkeit wird durch klimatische und pedologische Faktoren bestimmt. Das NIBIS (NLFB 1997b) bestimmt die Nitratauswaschungsempfindlichkeit anhand der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers mit Hilfe der Parameter:

- Feldkapazität im effektiven Wurzelraum und
- Sickerwasserrate.

Ein einmaliger vollständiger Austausch der Bodenlösung bedeutet, dass eine Wassermenge gleich der Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes als Sickerwasser dem Grundwasser zugeführt wird (100 % Austauschhäufigkeit pro Jahr). Liegen die Werte unter 100 %, so wird nur ein Teil des Bodenwassers ausgetauscht, der Rest der Niederschläge wird verdunstet oder fließt oberflächlich ab. Liegt die Austauschhäufigkeit über 100 %, wird die Bodenlösung mehrfach ausgetauscht, die Wahrscheinlichkeit, dass Nitrat in das Grundwasser ausgewaschen werden kann nimmt damit zu. Es wird folgende Bewertungsregel angewendet:

Tab. 5-27 Bewertung der Nitratauswaschungsempfindlichkeit anhand der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers (NLFB 1997b)

Austauschhäufigkeit des Bodenwassers [%/a]				
<70	70 - <100	100 - <150	150 - <250	≥250
sehr gering	gering	mittel	hoch	sehr hoch

Auf regionaler Ebene zeichnet sich hinsichtlich der **Nitratauswaschungsempfindlichkeit** folgendes Bild ab (Karte 12 und Abb. 5-24): 64 % des Untersuchungsgebietes können als gering oder sehr gering nitratauswaschungsempfindlich eingestuft werden, 21 % der Fläche

erreichen mittlere Empfindlichkeiten und nur 6 % müssen als hoch nitratauswaschungsempfindlich klassifiziert werden. Die Klasse „sehr hoch“ ist im Gebiet überhaupt nicht vertreten. Dementsprechend gering ist der Anteil an Ackerflächen auf hoch austragsempfindlichen Böden (1,3 %).

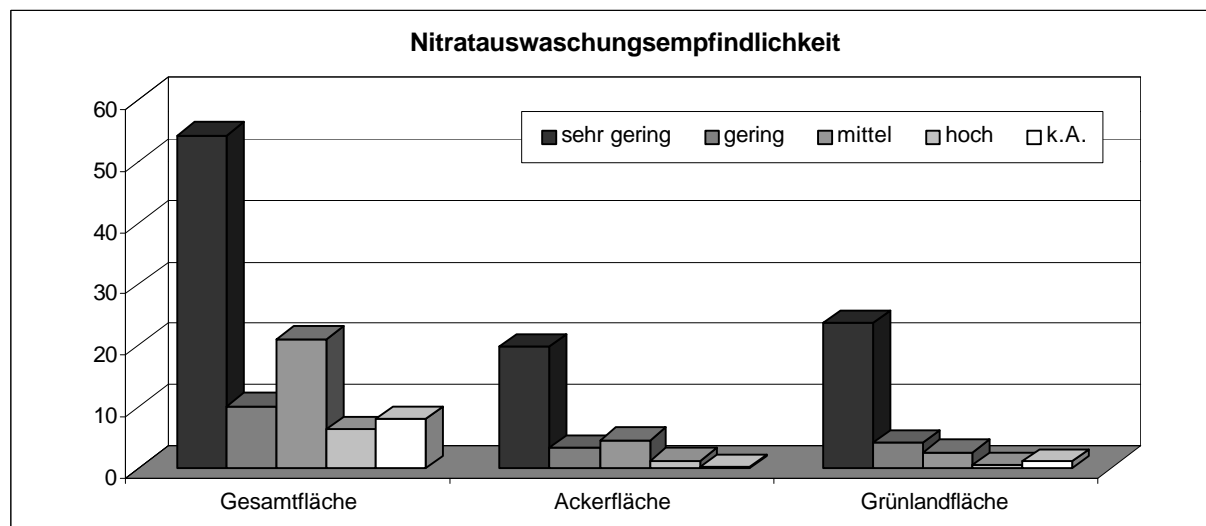


Abb. 5-24 Nitratauswaschungsempfindlichkeit im Gesamtgebiet und auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen (Angaben in Prozent [%], Datenbasis BÜK 50 und Biotoptypenkarte)

Entsprechend der verhältnismäßig geringen Nitratauswaschungsempfindlichkeit muss im Gebiet nur auf 4,3 % der Flächen ein hohes oder sehr hohes **Nitratauswaschungsrisiko** (Karte 12) angenommen werden (Methodendokumentation zur Risikobewertung im Anhang). Auf über 78 % der Flächen ist ein geringes oder sehr geringes Auswaschungsrisiko zu verzeichnen.

In den 7 Auswahlbetrieben zeichnet sich im Unterschied zur Regionsebene eine andere Verteilung der **Empfindlichkeitsstufen** ab (Abb. 5-25; ein Betriebsbeispiel in Karte 13). Lediglich 1 % der Betriebsflächen sind hoch nitratauswaschungsempfindlich, 9,4 % der Flächen fallen in die Stufe mittel und der weitaus überwiegende Anteil hat keine oder nur geringe Auswaschungsempfindlichkeiten (89 %). Der Anteil an Ackerflächen auf den mittel bis hoch auswaschungsempfindlichen Flächen ist jedoch mit 176 ha (6 % der Betriebsflächen) doppelt so hoch wie auf Grünländern.

Die Empfindlichkeitsklassen verteilen sich sehr unterschiedlich auf die Betriebe (Abb. 5-26). Während in Betrieb 4 und in Betrieb 6 jeweils rund ein Drittel der Ackerfläche mittel bis hoch nitratauswaschungsempfindlich ist, fallen in den übrigen Betrieben zumeist deutlich geringere Flächenanteile in diese Klassen. Betrieb 4 und Betrieb 6 weisen mit 35 bzw. 37 % der Betriebsfläche den im Betriebsvergleich mit Abstand höchsten Anteil an mittel bis hoch austragsgefährdeten Flächen auf, gefolgt von Betrieb 5 (18,2 %) und Betrieb 3 (9,6 %). Auffällig ist, dass fast ausnahmslos Ackerflächen zu einen deutlich höheren Anteil auf den austragsgefährdeten Flächen liegen als Grünlandflächen.

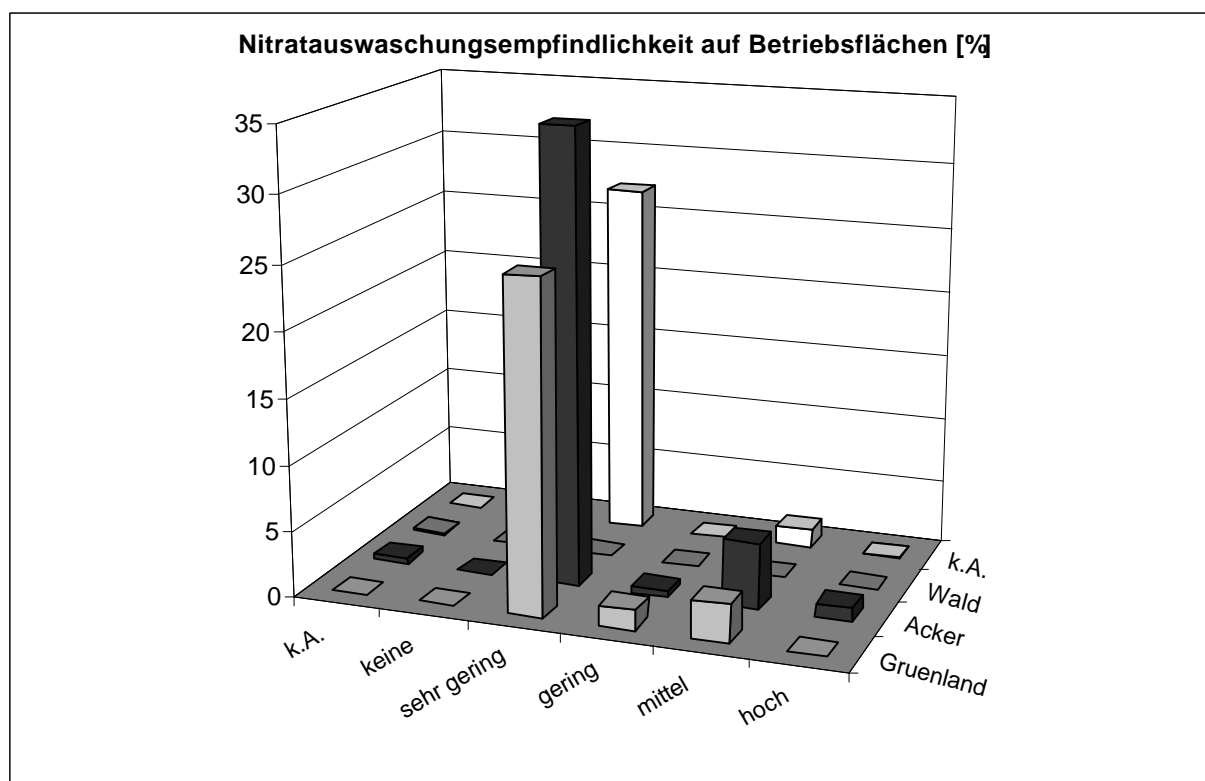


Abb. 5-25 Verteilung der Klassen der Nitrat auswaschungsempfindlichkeit in den Betrieben auf die Nutzungstypen (Flächenangaben in Prozent [%]; Datenbasis Bo 5 und Betriebsbefragungen)

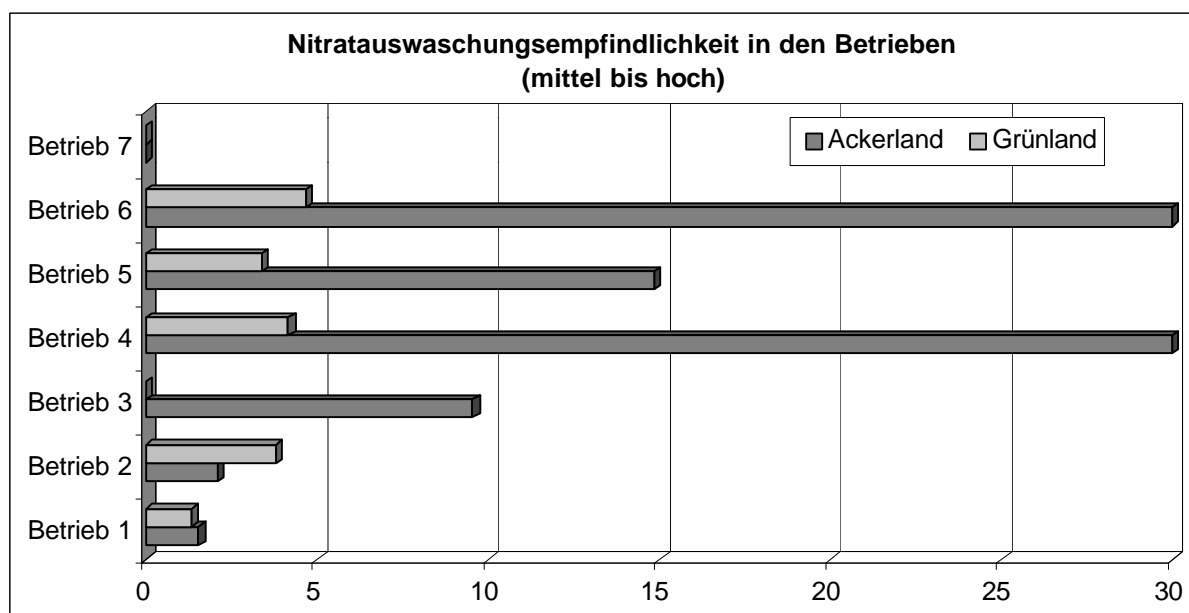


Abb. 5-26 Anteile an den mittleren bis hohen Nitrat auswaschungsempfindlichkeitsstufen in den Betrieben in Bezug auf die jeweilige Betriebsfläche (Angaben in Prozent [%])

Zur Bestimmung des **Nitrat auswaschungsrisikos** bieten sich auf Betriebsebene unterschiedliche Herangehensweisen an.

Die in den Betriebsbefragungen ermittelten Daten zur Landnutzungsart (Wiese, Weide, Ackerbau, Forstwirtschaft) und zur Nutzungsintensität (Schnittfrequenz, Besatzdichte, Fruchtfolge) können als **Belastungsindikatoren** herangezogen werden. Bei ihrem Einsatz lassen sich gewisse Abbildungsunschärfen allerdings nicht vermeiden, da z. B. die Düngung gleicher Fruchtarten in den Betrieben z. T. unterschiedlich gehandhabt wird. Der Einsatz von Indikatoren zur Identifizierung von Beeinträchtigungsschwerpunkten mit Hilfe der ökologischen Risikoanalyse liefert als Ergebnis eine relative, ordinal skalierte Einstufung des Beeinträchtigungsrisikos.

Da in den Betriebsbefragungen auch kulturartenspezifische Düngemengen erfragt wurden ergibt sich zumindest für die Ackerflächen die Möglichkeit **Stickstoffbilanzen** aufzustellen. Diese können auf die Betriebsflächen projiziert werden und entweder logisch mit den ermittelten Nitratauswaschungsempfindlichkeiten verknüpft oder aber mit ebenfalls im NIBIS berechneten Sickerwassermengen verrechnet werden. Als Ergebnis erhält man eine potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser, die durch die Höhe der Sickerwasserrate und die Höhe des N-Bilanzüberschusses bestimmt wird. Die mit dem Sickerwasser verlagerten N-Frachten entsprechen der Höhe der Stickstoffüberschüsse. Auch bei der Aufstellung von Stickstoffbilanzen - insbesondere bei den für eine standortspezifische Betrachtung erforderlichen **Schlagbilanzen** - sowie bei der Errechnung der resultierenden Grundwasserbelastung sind mangels genauerer Datenlage begründete Annahmen zu treffen und methodische Probleme zu berücksichtigen. Auf sie wird im Folgenden an den relevanten Stellen hingewiesen.

Die nachfolgende Tabelle führt die Eingangsdaten für die schlagbezogenen Stickstoffbilanzen auf. Es wird über einen Zeitraum von drei Jahren (1997-1999) eine Fruchtfolge bilanziert. Daneben werden zur Identifizierung von Belastungsschwerpunkten auch Bilanzen für Einzelfrüchte aufgestellt. Neben Stickstoff (N) werden auch die Elemente Kali (K_2O) und Phosphor (P_2O_5) berücksichtigt. Es konnten nicht alle denkbaren Bilanzglieder berücksichtigt werden. Aufgrund der verhältnismäßig stärkeren Berücksichtigung der negativen Bilanzseite, fällt die Bilanz tendenziell eher zurückhaltend aus.

Tab. 5-28 Eingangsdaten für schlagbezogene Stickstoffbilanzen auf Ackerflächen

Positive Bilanzglieder +	Negative Bilanzglieder —
<ul style="list-style-type: none"> • Mineralische Dünger • Organische Dünger • Sekundärrohstoffdünger • N-Gehalt im Saatgut • Atmosphärische N-Einträge • N-Fixierung durch Leguminosen • Mineralisierung 	<ul style="list-style-type: none"> • N-Abfuhr mit Ernteprodukten • Ammoniak-Verluste • Denitrifikation • Immobilisierung/ Fixierung • Auswaschung
$N\text{-Saldo} = \sum \text{Zufuhr} - \sum \text{Abfuhr}$	

 = im Vorhaben erfasste Parameter der Stickstoffbilanz

Positive Bilanzglieder sind mineralische und organische Düngung und soweit vorhanden Sekundärrohstoffdünger (Klärschlämme, Komposte) und die Stickstofffixierung durch Leguminosen. Negativ fließen in die Bilanz ein der Entzug durch Ernteprodukte und NH_3 -Verluste bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern in Höhe von 20 %.

Daten zur Düngung basieren auf den Betriebsbefragungen von 1998/99. Die Werte der Ernteerträge sind der Buchführung für das Jahr 1997/98 entnommen. Aus diesen Angaben berechnete N-Bilanzsalden können insofern Unstimmigkeiten aufweisen, als das

- Ernteerträge von Jahr zu Jahr deutlich schwanken können und somit der N-Entzug unterschiedlich hoch ist,
- in der Buchführung nur Ernteerträge aufgeführt werden, die verkauft werden, nicht jedoch betriebsintern eingesetzte Futtermittel.

Der rechnerisch ermittelte N-Überschuss kann somit im Einzelfall vom tatsächlichen N-Überschuss abweichen. Die dargestellten Ergebnisse der Schlagbilanzen sind daher in Sinne einer **Tendenz** oder **Größenordnung** zu interpretieren.

Tab. 5-29 Fruchtfolgen und Stickstoffbilanzüberschüsse auf ausgewählten Schlägen in dreijährigen Fruchtfolgen auf den Auswahlbetrieben

lfd. Nr.	Fruchtfolgejahre			über die Fruchtfolge gemittelter N-Überschuss [kg N/ha] ¹⁾
	1997	1998	1999	
1	Wintergerste	Raps	Raps	126
2	Raps	Grassamen	Winterweizen	123
3	Raps	Winterweizen	Wintergerste	121
4	Winterweizen	Wintergerste	Winterweizen	90
5	Triticale	Triticale	Raps	86
6	Wintergerste	Raps	Winterweizen	86
7	Raps	Winterweizen	Triticale	73
8	Winterweizen	Triticale	Raps	73
9	Wintergerste	Triticale	Mais	65

lfd. Nr.	Fruchtfolgejahre			über die Fruchtfolge gemittelter N-Überschuss [kg N/ha] ¹⁾
	1997	1998	1999	
10	Winterweizen	Wintergerste	Sommergerste	50
11	Triticale	(Stilllegung)	Mais	33
12	Winterroggen	Hafer	Mais	33

Anmerkungen:
 Die Berechnungen zu den schlagbezogenen Stickstoffüberschüssen basieren auf den Angaben zur Düngung für das Jahr 1998/99 (Befragung) und auf den Ernteerträgen für das Jahr 1997/98 (Buchführung). Dabei ist zu beachten, dass Erträge z. T. deutlich von Jahr zu Jahr schwanken und somit der N-Entzug unterschiedlich hoch ist. Darüber hinaus erscheinen in der Buchführung nur Ernteerträge die auch verkauft werden, nicht jedoch Erträge, die z. B. verfüttert werden. Der rechnerisch ermittelte N-Überschuss kann somit vom tatsächlichen N-Überschuss abweichen und hier nur im Sinne einer Tendenz/ Größenordnung interpretiert werden.

Im Überblick der N-Bilanzen zeigt sich, dass insbesondere die Fruchtfolgen mit hohen Raps- oder Winterweizenanteilen hohe und z. T. sehr hohe Bilanzüberschüsse aufweisen. Es handelt sich hierbei um Fruchtarten, die während des Bilanzzeitraumes vergleichsweise hohe Deckungsbeiträge erzielt haben. In Gesprächen mit den Landwirten zeigte sich, dass diese z. T. sehr hohen N-Überschüsse auf einzelnen Schlägen den Betriebsleitern nicht bewusst waren, zumal im Allgemeinen nur Bilanzen für den Gesamtbetrieb (Hoftorbilanz) oder die Viehhaltung (Stallbilanz) aufgestellt werden. In den gleichen Betrieben fallen die Hoftorbilanzen z. T. deutlich günstiger aus als einige Schlagbilanzen (vgl. Tab. 5-30). Die errechneten Werte für die Hoftorbilanzen liegen durchaus im Schnitt von Gemischtbetrieben (Viehhaltung und Ackerbau); allerdings zeigt sich auch, dass insbesondere im Bereich der Stickstoffdüngung Optimierungspotenziale vorhanden sind.

Tab. 5-30 Hoftorbilanzen für die Auswahlbetriebe für das Wirtschaftsjahr 1997/98

Betriebe		Nährelement-Bilanz [kg/ha]		
		N	P ₂ O ₅	K ₂ O
Betrieb 1	Bilanzsaldo ¹⁾	99	24	45
	N-Effizienz ²⁾	60 %		
Betrieb 2	Bilanzsaldo	85	2	38
	N-Effizienz	51 %		
Betrieb 3	Bilanzsaldo	59	9	0
	N-Effizienz	51 %		
Betrieb 4	Bilanzsaldo	47	11	22
	N-Effizienz	68 %		
Betrieb 5	Bilanzsaldo	73	11	5
	N-Effizienz	45 %		
Betrieb 7	Bilanzsaldo	74	-10	-5
	N-Effizienz	52 %		

Anmerkungen:
¹⁾ Die Hoftorbilanz errechnet sich aus:
 • positive Bilanzglieder: Vieh-Zukauf, Futtermittel-Zukauf, Aufnahme von Wirtschaftsdünger, Aufnahme von Sekundärrohstoffdünger, Mineraldüngerverbrauch, Stickstofffixierung durch Leguminosen
 • negative Bilanzglieder: Vieh-Verkauf, Milch-/ Eier-Verkauf, Ernteprodukte, Abgabe von Wirtschaftsdünger, NH₃-Verluste bei der Viehhaltung, bei Lagerung und Ausbringung (LWK HANNOVER 1997).
²⁾ Die N-Effizienz errechnet sich aus dem N-Input/ N-Output * 100.
 Für Betrieb 6 sind die Daten zur Erstellung der Hoftorbilanz unvollständig, eine Berechnung kann nicht erfolgen.

Die Bilanzwerte zeigen in welcher Größenordnung im betrachteten Wirtschaftsjahr die Nähr-
elementüberschüsse oder -defizite ausgefallen sind. Es handelt sich um Durchschnittswerte,
die auf die gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche umgelegt werden. Die N-Effizienz
kann als Maß für die sinnvolle Verwertung vorhandener Stickstoffverbindungen angesehen
werden. Treten z. B. hohe Verluste bei Lagerung und/ oder Ausbringung von Wirtschafts-
düngern auf, so sinkt die Effizienz. Bessere Effizienzwerte werden auch erreicht, wenn die
symbiotische N-Fixierung in die Düngeplanung einbezogen und entsprechend reduziert ge-
düngt wird.

Aus den schlagspezifischen Sickerwassermengen und den N-Bilanzüberschüssen auf den
Schlägen (Tab. 5-29) lässt sich für die betrachtete Fruchtfolge das **Beeinträchtigungsrisiko**
des Grundwassers durch Nitratauswaschung ermitteln (Karte 13 mit einem Betriebsbeispiel).
Das Ergebnis wird als rein rechnerisch ermittelte Nitratkonzentration im Sickerwasser (mg
NO₃/l) angegeben (vgl. Tab. 5-31). Je höher die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser,
desto höher ist das Beeinträchtigungsrisiko des Grundwassers.

Aufgrund der verhältnismäßig geringen Sickerwassermengen im Untersuchungsgebiet, ent-
stehen rechnerisch bereits bei geringen N-Überschüssen hohe Nitratkonzentrationen im Si-
ckerwasser. Dabei wurde bereits pauschal eine Denitrifikation von 50 % im Boden bzw. ent-
lang der Sickerwasserstrecke angenommen. Das reduzierte Nitrat entweicht als N₂, N₂O o-
der NH₃ in die Atmosphäre (AG UMK/ AMK 1997). Somit beeinträchtigt es zwar nicht das
Grundwasser vor Ort, trägt jedoch zur Eutrophierung umliegender Standorte bei bzw. wird
als Treibhausgas wirksam. Die Berechnung der Nitratkonzentration im Sickerwasser ist im
Anhang dargestellt.

**Tab. 5-31 Beeinträchtigungsrisiko des Grundwassers durch Nitrat für die Fruchtfolge 1997-
1999 auf ausgewählten Schlägen (lfd. Nr. vgl. Tab. 5-29)**

lfd. Nr.	N-Überschuss der Fruchtfolge [kg N/ha]	schlagspezifische Sickerwasserrate [mm/a] ¹⁾	mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser [mg NO ₃ /l] ²⁾	
			bei 50 % Denitrifizie- rung	bei 50 bis 150 kg N/ha Denitrifizierung
1	126	100 - 150	~ 220	~ 270 - 0
2	123	150 - 200	~ 155	~ 185 - 0
3	121	50 - 100	~ 360	~ 420 - 0
4	90	50 - 100	~ 265	~ 235 - 0
5	86	100 - 150	~ 150	~ 130 - 0
6	86	200 - 250	~ 85	~ 70 - 0
7	73	100 - 150	~ 130	~ 80 - 0
8	73	150 - 200	~ 90	~ 60 - 0
9	65	50 - 100	~ 190	~ 90 - 0
10	50	100 - 150	~ 90	~ 0
11	33	150 - 200	~ 40	~ 0
12	33	200 - 250	~ 30	~ 0

Anmerkungen:

- ¹⁾ Die Sickerwasserhöhen auf den Auswahlbetrieben bewegen sich (als auf den Schlag bezogene, flächengewichtete Mittel) überwiegend im Bereich von ca. 50 bis 200 mm/a. Extremwerte von <50 oder >200 mm/a treten selten auf.
- ²⁾ Die mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser wird berechnet aus dem N-Überschuss der Fruchtfolge und dem Mittelwert der Sickerwasserrate. Es werden zwei verschiedene Annahmen getroffen:
 - pauschal 50 % Denitrifizierung der N-Überschüsse, unabhängig vom Standorttyp
 - auf Auenböden je nach Grundwassereinfluss 50 bis 150 kg N/ha Denitrifizierung.

Die Standorte der Auen mit stark schwankenden Grundwasserständen erschweren eine Abschätzung potenzieller Denitrifikationsraten. Allgemein lässt sich feststellen, dass steigende Bodenwassermengen und Bodentemperaturen sowie ein größeres Angebot an leicht zersetzbarer organischer Substanz die Denitrifikation im Wurzelraum häufig fördern (FREDE & DABBERT 1998). BECKER (1993; zit. in FREDE & DABBERT 1998) sowie GÄTH et al. (o. J.) haben anhand gemessener Nitrattiefenprofile und bilanzierter N-Überschüsse für verschiedene Standorte überschlägig die Denitrifikationspotenziale ermittelt (vgl. Tabelle im Anhang). Sie können für Auenböden und Gleye mit 6 bis 9 Monaten Grundwassereinfluss innerhalb des Wurzelraumes 50 bis über 150 kg N/ha*a betragen. Steht das Grundwasser hingegen überwiegend in der unterlagernden Kiesschicht an, so betragen die Denitrifikationsraten nur 10 bis 30 kg N/ha*a (ebd.).

Demnach wäre in Bezug auf die oben dargestellten Stickstoffbilanzen auf einigen Standorttypen eine vollständige Denitrifizierung der Bilanzüberschüsse denkbar. Die Abbildung im Anhang zeigt die Ergebnisse von den Betriebsflächen. Der Schutz des Grundwassers ergäbe sich somit aus der natürlichen Denitrifikationsleistung der Standorte, weitgehend unabhängig von aktuellen Bewirtschaftungseinflüssen und unter Vernachlässigung anderer Umweltwirkungen. Eine ausschließliche Betrachtung von resultierenden Nitratkonzentrationen im Grundwasser scheint somit im Hinblick auf die Ausgestaltung einer umweltverträglichen Landwirtschaft nicht zielführend zu sein.

Genauso problematisch scheint eine Beurteilung der Umweltwirkungen der Stickstoffdüngung allein anhand der errechneten Nitratkonzentrationen unter Annahme einer pauschalen Denitrifikationsrate von 50 %. Die errechneten hohen Werte zeigen, dass eine ackerbauliche Nutzung in niederschlagsarmen Gebieten (geringer Verdünnungseffekt!) bei projektierten Grenzwerten von 50 mg NO₃/l, wie z. B. in Wasserschutzgebieten erwünscht, kaum noch möglich ist bzw. extrem hohe Restriktionen hinsichtlich der derzeitigen (konventionellen) Düngungspraxis erfordern. Diese Problematik wird im Kapitel 6 im Rahmen der Zielentwicklung weiter erörtert. Abb. 5-27 zeigt die Ergebnisse für die Betriebsflächen (nur Ackerflächen) unter Annahme einer Denitrifikationsrate von pauschal 50 %. Insgesamt wurden die Nitratkonzentrationen für 470 ha Ackerfläche berechnet, das sind knapp 20 % der gesamten Betriebsflächen.

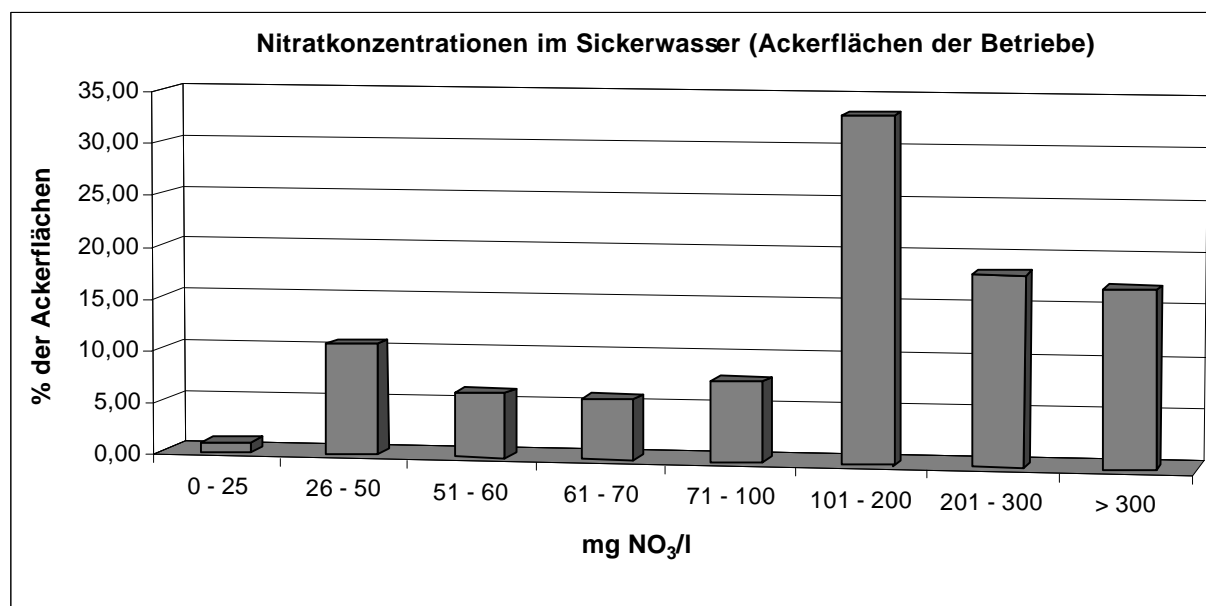


Abb. 5-27 Gemittelte Nitratkonzentrationen im Sickerwasser auf den Ackerflächen der Auswahlbetriebe über die Fruchtfolge 1997-1999 ([mg NO₃/l]; Annahme: 50 % Denitrifikation der N-Überschüsse; ohne Betrieb 2)

Die Abbildung zeigt, dass ca. 11,6 % der betrachteten Ackerflächen Nitratkonzentrationen bis 50 mg NO₃/l Sickerwasser aufweisen. In die Klasse 50 bis 100 mg NO₃/l fallen 19,8 % der Flächen. Sehr hohe Nitratkonzentrationen von über 100 mit Spitzenwerten bis 500 mg NO₃/l treten auf insgesamt 68,6 % der Ackerflächen auf.

Obwohl also die Nitratauswaschungsempfindlichkeit überwiegend gering eingestuft wird (vgl. Abb. 5-25 und Abb. 5-26), werden auf zwei Drittel der Flächen sehr hohe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser berechnet. Hierbei handelt es sich jedoch nur scheinbar um einen Widerspruch: Während geringe Sickerwassermengen eine geringe Wahrscheinlichkeit der Nitratverlagerung implizieren, ist gleichzeitig der Verdünnungseffekt gering, so dass hohe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser entstehen.

Exkurs zu verschiedenen methodischen Ansätzen zur Bestimmung der Nitratauswaschungsgefährdung

Die Nitratauswaschungsempfindlichkeit wird - wie im Anhang beschrieben - über die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers im durchwurzelten Raum beschrieben. Das heißt, je höher die Wasserhaltekapazität eines Bodens und je geringer die Niederschlagsmengen (genauer: Sickerwassermengen), desto geringer ist die Wahrscheinlichkeit, dass eine zum Grundwasser gerichtete Sickerwasserbewegung erfolgt und im Boden vorliegendes Nitrat ausgewaschen wird.

Auf einem Standort mit 150 mm Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (FKWe) und 100 mm Sickerwasserrate pro Jahr (SW), beträgt die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers nur 67 %, d. h. das Bodenwasser wird im Jahresverlauf nur zu zwei Dritteln ausgetauscht, die **Auswaschungsempfindlichkeit ist sehr gering**. Bei einem N-Bilanzüberschuss von 50 kg - und angenommenen 50 % Denitrifizierung - ergibt sich auf diesem Standort rechnerisch eine **Nitratkonzentration im Sickerwasser von 111 mg NO₃/l**.

Auf dem gleichen Standort, jedoch mit 300 mm SW beträgt die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers 200 %, d. h. das Bodenwasser wird 2-mal vollständig ausgetauscht, die **Auswaschungsempfindlichkeit ist hoch**. Bei einem gleichen N-Bilanzüberschuss von 50 kg ergibt sich bei dieser Standortfaktorenkombination eine **Nitratkonzentration von nur 37 mg NO₃/l**.

Entscheidend für die Bewertung dieser gegenläufigen Ergebnisse ist, ob eher eine Betrachtung der Konzentrationswerte relevant ist (wie z. B. bei der Trinkwassergewinnung) oder der Gesamtfrachten (z. B. Schutz der marinen Ökosysteme). Darüber hinaus wird häufig die Datenverfügbarkeit über den Einsatz der Methoden entschei-

den. Verlässliche Stickstoffbilanzen lassen sich nur mit einem sehr großen Erhebungsaufwand erstellen, die Auswaschungsempfindlichkeit lässt sich hingegen aus weit verbreiteten bodenkundlichen Kartengrundlagen ableiten.

Bei einer ökosystemaren Betrachtungsweise ist zunächst die absolute Höhe der Stoffeinträge von Interesse (*critical loads*). Jedes Ökosystem kann einen gewissen Grad von Störungen, z. B. in Form von Stoffeinträgen, abpuffern bzw. auf sie reagieren ohne in einen anderen, evtl. aus menschlicher Sicht unerwünschten, Systemzustand überzugehen. Die Bestimmung der Beeinträchtigungsschwelle, ab derer sich eine gravierende Systemveränderung vollzieht ist äußerst schwierig und für Grundwasserökosysteme kaum untersucht. Unter diesen Prämissen sind sowohl Konzentrationsberechnungen als auch die Ermittlung von Auswaschungsempfindlichkeiten und N-Bilanzüberschüssen als Hilfsmittel zu verstehen, um Bereiche erhöhten Handlungsbedarfs im Sinne einer Vorsorgestrategie zu ermitteln (vgl. im Weiteren Kapitel 6). Keiner der oben beschriebenen Wege ist somit aus naturschutzfachlicher Sicht als „Königsweg“ anzusehen.

5.3.3.3 Auswaschungsgefährdung von Pflanzenschutz- und -behandlungsmitteln

Pflanzenschutz- und -behandlungsmittel (PBSM) werden sowohl auf Grünland (z. B. Ampfer- oder Tipulabekämpfung) als auch auf Ackerland (z. B. Klettenlabkraut- oder Rost-, Läusebekämpfung, Halmverkürzer) eingesetzt. Die Gruppe der PBSM lässt sich in Herbizide, Fungizide, Insektizide, Molluskizide, Nematizide, Akarizide, Rodentizide, Wachstumsregulatoren und Beizmittel auftrennen. Ihre Anwendung wird im Pflanzenschutzgesetz (PflSchG) geregelt und durch die Grundsätze „Gute fachliche Praxis im Pflanzenschutz“ (BML 1998) ausgestaltet. Für die Wirkstoffe erfolgt eine EU-weite Zulassung, sofern nicht nationale Umweltvorschriften dieser widersprechen (WBB 2000). Die Wirkstoffe unterliegen einer unterschiedlichen Bindung und einem unterschiedlichen Abbau im Boden. Sind die Informationen über das Verhalten der aufgetragenen Stoffe teilweise schon recht spärlich, so gilt das erst recht für ihre Metabolite. Aus diesen Gründen und aufgrund ihrer teilweise vorhandenen besonderen Persistenz in der Umwelt, muss für die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln ein besonderer Vorsichts- und Vorsorgegrundsatz gelten.

Zur Bestimmung der potenziellen Auswaschungsgefährdung von Organika berücksichtigt die Methodenbank des NIBIS die Eingangsdaten:

- Verfügbarkeit von Organika in Böden,
- Sickerwasserrate,
- Bodenart und
- Bindung von Organika in Böden.

Die Bewertung erfolgt grob in drei Stufen. Die Methode ist ausführlich in NLFB (1997b) dokumentiert. Eine Darstellung der Auswaschungsgefährdung kann nur auf Regionsebene erfolgen, da zwischenzeitlich eine Überarbeitung der Methode begonnen wurde (Stand Dez. 1999), die somit für die später erstellten Auswertungen auf Basis der Bodenkarte 1:5.000 nicht mehr zur Verfügung stand. Ein Vergleich mit der ersatzweise gelieferten Auswertung „Bindungsstärke des Oberbodens für Organika“ kann aufgrund der komplexen Umwandlungs- und Bindungsprozesse von PBSM im Boden nicht erfolgen.

Es wird der Wirkstoff Terbutylazin für die Berechnungen zugrunde gelegt, der zur Gruppe der Triazine gehört und als Herbizid vor allem im Maisanbau Anwendung findet. Es dient als Nachfolgeprodukt von Atrazin, das in der Bundesrepublik bereits 1988 eine Wasserschutzgebietsauflage erhalten hatte und mittlerweile verboten ist (LAHM 1996). Die Triazine gehören zu den Pflanzenschutzmittelgruppen, die einen relativ geringen Persistenzgrad im Boden aufweisen. Sie werden i. d. R. innerhalb von einem bis sechs Monaten abgebaut (OTTOW 1984; zit. in RUHR-STICKSTOFF AG 1988). Dennoch wurde Terbutylazin bundesweit bei knapp 10.000 Messungen 559-mal im Grundwasser, Uferfiltrat oder Oberflächenwasser festgestellt (Stand Dez. 1992). 48 Messungen lagen dabei über einer Konzentration von 0,1 µg/l und somit über dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung (UBA 1994).

Im Elbewasser überschritten Werte anderer Triazine (Metribuzin und Sebuthylazin) die 0,1 µg/l-Grenze und weiterhin wurden Propazin und Prometryn nachgewiesen. Weitere Herbizide haben den Grenzwert teilweise weit überschritten (UBA 1997). Ob diese Stoffe mit dem Oberflächenwasser (Erosion, Kanalisation) oder dem Grundwasser (Auswaschung) in die Elbe eingetragen wurden ist jedoch nicht geklärt. Vermutlich stammt der überwiegende Anteil aus Hofabflüssen (vgl. die Analysen von FREDE & DABBERT 1998).

Es ist anzumerken, dass für die aquatischen Lebensgemeinschaften bereits bei deutlich niedrigeren Konzentrationen als 0,1 µg/l Wirkstoff Schädigungen zu erwarten sind (UBA 1997).

Die Auswertung der PBSM-Auswaschungsempfindlichkeit sowie des Auswaschungsrisikos auf Grundlage der BÜK 50 zeigt folgende Ergebnisse. Die Methodik der Risikobewertung ist im Anhang dokumentiert¹⁶.

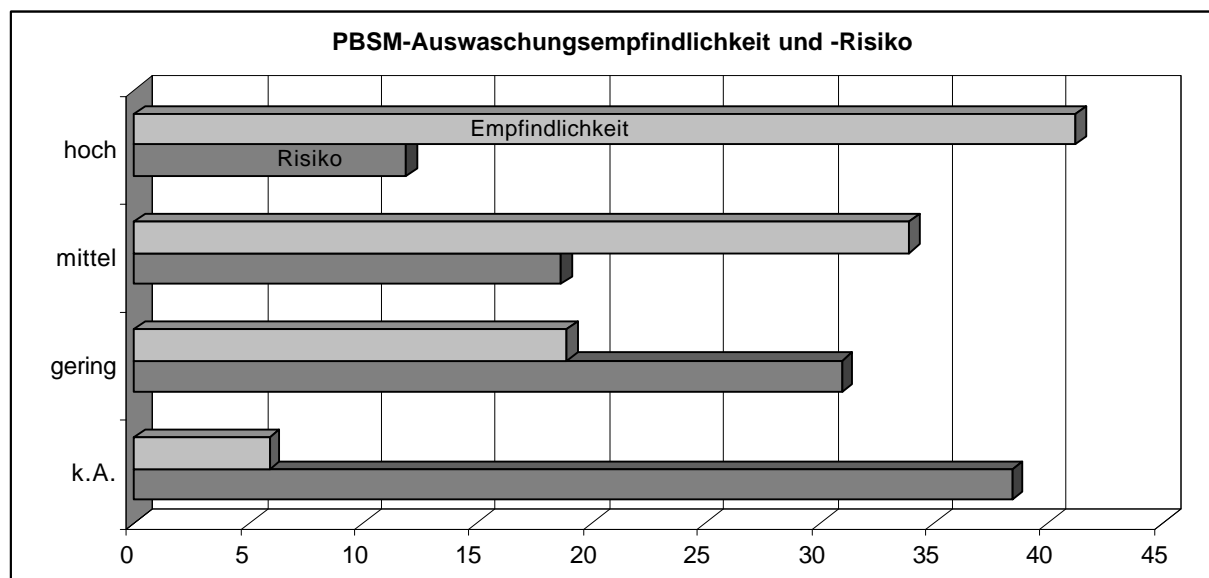


Abb. 5-28 PBSM-Auswaschungsempfindlichkeit und -risiko im Gesamtgebiet (Angaben in Prozent [%], Datenbasis BÜK 50 und Biotoptypenkarte sowie Betriebsbefragungen)

¹⁶ Für die Erarbeitung der Gefährdungsabschätzung der unterschiedlichen im Gebiet verwendeten Wirkstoffe mittels der IPEST-Methode danke ich Frau Dr. F. de Mol, Forschungs- und Studienzentrum Landwirtschaft und Umwelt der Fakultät für Agrarwissenschaften, Universität Göttingen.

In Abb. 5-28 wird deutlich, dass gut 40 % des Untersuchungsgebietes zu hoch **PBSM-auswaschungsempfindlichen** Flächen gerechnet werden müssen. Ca. 1/3 des Gebietes fällt in die Klasse der mittleren Gefährdungsstufe. Zu den Flächen ohne Angaben zählen die Gewässer. Die landwirtschaftlich genutzten Flächen verteilen sich ungefähr je zu einem Drittel auf die Gefährdungsstufen, so dass ca. 70 % der landwirtschaftlich genutzten Flächen auf mittel bis hoch auswaschungsempfindlichen Flächen liegen. Die **Risikobewertung** unter Einbeziehung der erfragten PBSM-Aufwandmengen und der eingesetzten Wirkstoffe in verschiedenen Kulturen, zeigt ein dementsprechend differenziertes Bild: Auf 12 % der Gesamtfläche sind hohe PBSM-Auswaschungsrisiken zu vermuten, mittlere auf 19 % und geringe Risiken auf 31 % der Untersuchungsgebietsfläche. Zu den Flächen ohne Bewertung (k.A.) zählen die Wälder, Gewässer, Siedlungsbereiche etc.

Zwar konnte auf unzuverlässige indikatorische Größen wie „finanzieller Aufwand für PBSM“ oder „Applikationsmenge unabhängig vom Wirkstoff“, die häufig in anderen Verfahren zur Ermittlung von Beeinträchtigungsrisiken durch PBSM verwendet werden, auf Grund der aus den Betriebsbefragungen vorliegenden differenzierten Daten verzichtet werden. Jedoch weist das eingesetzte Verfahren zur Bestimmung der Empfindlichkeit offensichtlich Unzulänglichkeiten auf, die derzeit korrigiert werden (s. o.). Auch ist die vorhandene Datenbasis mit 7 Betriebsbefragungen für eine Interpolation der eingesetzten Wirkstoffmengen und -arten auf das Gesamtgebiet (ca. 300 Betriebe) gering. Problematisch erscheint auch, dass die NIBIS-Methode mit dem Wirkstoff Terbutylazin rechnet und diese Ergebnisse wiederum mit Resultaten der IPEST-Methode (vgl. Anhang), die unterschiedliche Wirkstoffarten und -mengen berücksichtigt, kombiniert wird. Die oben dargestellten Ergebnisse können auf Grund dieser Einschränkungen nur als grober **Überblick über Gefährdungsschwerpunkte** interpretiert werden, ohne wirklich Aussagen über die Gefährdungshöhe treffen zu können. Auf Zielvorgaben zum Einsatz von PBSM, die über allgemeine Empfehlungen hinausgehen, muss daher im Weiteren (vgl. Kapitel 6) verzichtet werden.

5.3.3.4 Auswaschungsgefährdung von Schwermetallen

Die Auswaschungsgefährdung von Schwermetallen steht in enger Wechselbeziehung mit den Bindungseigenschaften des Bodens. Daher wurde dieses Thema bereits im Kapitel 5.1.3.5 behandelt (siehe dort).

Eine gebietsweite Auswertung der Auswaschungsgefährdung von Schwermetallen liegt nicht vor, jedoch entsprechende Analysen auf der Betriebsebene.

5.4 Synoptische Bewertung des Status quo — Wasser

Analog zur Bewertung der Werte und Beeinträchtigungsrisiken von Böden, soll hier eine landschaftstypbezogene Zusammenschau der Werte und Funktion von Wasser für die regionale Ebene zusammengestellt werden. Die „Hot-Spots-Karte“ (Karte 9) gibt einen räumlichen Eindruck der Bewertungsergebnisse.

Auch hier gilt, dass die flächenmäßigen Schwerpunkte in Bezug auf den jeweiligen Betrachtungsgegenstand und im jeweiligen Landschaftstyp bewertet werden, unabhängig von ihrer absoluten Flächengröße. So spielt z. B. die Nitratauswaschung in Bezug auf das Gesamtgebiet eine eher untergeordnete Rolle, Schwerpunkte ihres Vorkommens lassen sich jedoch in den Landschaftstypen G und Nb lokalisieren.

Tab. 5-32 Schwerpunkte der „Besonderen Werte Wasser“ und „Besonderen Beeinträchtigungsrisiken Wasser“ in den Landschaftstypen

Landschaftstypen	A	B	Bm	G	D	T	Na	Nb	M
Hot Spots Wasser	Stromland-Außen-deichs-flächen	Stromland-Binnen-deichs-flächen	Flussmarsch innerhalb des Binnenstromlandes	Geestränder und -inseln	Dünenfelder	Talsandflächen (fluviale Ablagerungen, Flugsande)	Niederungen der Nebenflüsse -außen-deichs-	Niederungen der Nebenflüsse -binnen-deichs-	(Nieder-) Moore
Besondere Werte	Ü F			R G	R	R	Ü F		
Besondere Beeinträchtigungsrisiken		P		N		P		P N	
Erläuterungen: Ü Überflutungsstandorte R Gebietsretention nicht/ wenig beeinträchtigt F Gewässer des Niedersächsischen Fließgewässerschutzsystems G Grundwasserneubildung hoch/ sehr hoch P Beeinträchtigungsrisiko Pflanzenschutzmittelauswaschung hoch N Beeinträchtigungsrisiko Nitratauswaschung hoch/ sehr hoch									

Besondere Werte von Oberflächen- und Grundwasser verteilen sich insbesondere auf die extremen Standorte der Fließgewässer und Auenbereiche sowie auf die grundwasserfernen Standorte der Geest, Talsande und Dünen mit hohen Infiltrationskapazitäten und ohne landwirtschaftliche Nutzung. Somit bilden auch hier, wie bei der synoptischen Bodenbewertung, die überwiegend nicht oder extensiv genutzten Landschaftstypen die Hot Spots der Besonderen Werte.

Die besonderen Beeinträchtigungsrisiken konzentrieren sich einerseits auf die hoch durchlässigen Standorte, sofern sie landwirtschaftlich genutzt werden, andererseits auf die bindende Auenstandorte. Ihre Flächenrelevanz ist insgesamt jedoch gering.